EFFETS DES PARCS À RÉSIDUS MINIERS SUR LA FAUNE

L. Champoux, S.Trudeau et C. Gagnon

Région du Québec 2005
Service canadien de la faune
Direction de la conservation de l'environnement

Stéphane Guay

Série de rapports techniques Numéro 439

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES DU SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE

Cette série de rapports donnant des informations scientifiques et techniques sur les projets du Service canadien de la faune (SCF) a démarré en 1986. L'objet de ces rapports est de promouvoir la diffusion d'études s'adressant à un public restreint ou trop volumineuses pour paraître dans une revue scientifique ou l'une des séries du SCF. Ordinairement, seuls les spécialistes des sujets traités demandent ces rapports techniques. Ces documents ne sont donc produits qu'à l'échelon régional et en quantités limitées; ils ne peuvent être obtenus qu'à l'adresse figurant au dos de la page titre. Cependant, leur numérotage est effectué à l'échelle nationale. La citation recommandée apparaît à la page titre.

Ces rapports se trouvent dans les bibliothèques du SCF et figurent aussi dans la liste de la Bibliothèque nationale du Canada utilisée dans les principales bibliothèques scientifiques du Canada. Ils sont publiés dans la langue officielle choisie par l'auteur en fonction du public visé, avec un résumé dans la deuxième langue officielle. **En vue de déterminer si la demande est suffisamment importante pour produire ces rapports dans la deuxième langue officielle, le SCF invite les usagers à lui indiquer leur langue officielle préférée. Il faut envoyer les demandes de rapports techniques dans la deuxième langue officielle à l'adresse indiquée au verso de la page titre.**

TECHNICAL REPORT SERIES CANADIAN WILDLIFE SERVICE

This series of reports, established in 1986, contains technical and scientific information from projects of the Canadian Wildlife Service. The reports are intended to make available material that either is of interest to a limited audience or is too extensive to be accommodated in scientific journals or in existing CWS series. Demand for these Technical Reports is usually confined to specialists in the fields concerned. Consequently, they are produced regionally and in small quantities; they can be obtained only from the address given on the back of the title page. However, they are numbered nationally. The recommended citation appears on the title page.

Technical Reports are available in CWS libraries and are listed in the catalogue of the National Library of Canada in scientific libraries across Canada. They are printed in the official language chosen by the author to meet the language preference of the likely audience, with a résumé in the second official language. **To determine whether there is significant demand for making the reports available in the second official language, CWS invites users to specify their official language preference. Requests for Technical Reports in the second official language should be sent to the address on the back of the title page.**

105-06253/

EFFETS DES PARCS À RÉSIDUS MINIERS SUR LA FAUNE

L. Champoux[1*], S. Trudeau[2] et C. Gagnon[3]

[1] Environnement Canada, Service canadien de la faune, C.P. 10100, Ste-Foy, Québec, Canada, G1V 4H5.

[2] Environnement Canada, Centre national de recherche faunique, Carleton University Campus, Raven Road, Ottawa, Ontario, Canada, K1A 0H3.

[3] Dessau-Soprin, Québec, Québec, Canada.

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES No. 439
Région du Québec 2005
Service canadien de la faune

Ce rapport peut être cité comme suit:

Champoux, L, S. Trudeau et C. Gagnon 2005. Effets des parcs à résidus miniers sur la faune. Série de rapports techniques no. 439, Région du Québec 2005, Service canadien de la faune.

Publié avec l'autorisation du
Ministère de l'Environnement.
Service canadien de la faune.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2005.

No. De catalogue CW69-5/439F
ISBN 0-662-74110-2

Métaux lourds - biomarqueur - bioindicateur - contamination - résidus miniers - amphibiens - mammifères.

Copies disponibles auprès du

Service canadien de la faune
Région du Québec
1141, route de l'Église, C.P. 10100
Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5

RÉSUMÉ

Cette étude a été initiée afin d'évaluer les effets potentiels de la contamination de l'environnement par les métaux provenant de déchets miniers sur la faune aquatique et terrestre en Abitibi, une importante région minière de cuivre et d'or du nord-ouest du Québec. De 1994 à 1996, des petits mammifères (souris, campagnols et musaraignes) et des amphibiens (Grenouilles vertes, des bois et du nord) ont été récoltés à différents sites dans cette région et les concentrations en arsenic, cadmium, cuivre, plomb et zinc dans leurs tissus ont été analysées. Certains spécimens furent également utilisés pour l'analyse de biomarqueurs : acide delta-amino-lévulinate déshydratase (ALA-d), porphyrines et métallothionéine. Des analyses histopathologiques ont été effectuées sur certains échantillons et les déformations ont été notées. Comparées aux valeurs rapportées dans la littérature scientifique, les grenouilles et les campagnols d'un site étaient contaminés en arsenic et en cadmium, tandis que ceux d'un autre site étaient contaminés en cadmium. Les niveaux élevés d'As étaient reliés avec de faibles niveaux d'hématocrite et de protéines sanguines et un niveau élevé de porphyrines chez les Grenouilles du nord. Les campagnols et les musaraignes d'un site présentaient des niveaux élevés d'ALA-d, ce qui est une indication d'une exposition récente à des concentrations élevées de plomb. Les concentrations de métallothionéine étaient faibles dans tous les échantillons analysés. Aucune lésion néoplasique n'a été observée, mais quelques échantillons de foies de campagnols montraient des cellules et des noyaux de tailles hétérogènes, ce qui pourrait avoir été causé par une exposition aux métaux. Une seule Grenouille de nord sur 92 présentait une déformation non traumatique à un membre. Selon les inventaires et les efforts de capture, l'abondance et la diversité des petits mammifères et des amphibiens apparaissent réduites aux sites les plus contaminés. Les résultats indiquent une bioaccumulation de métaux de même que des effets potentiels sur la santé et les populations d'amphibiens et de petits mammifères près des parcs à résidus miniers dans la région de l'Abitibi.

ABSTRACT

The present study was initiated to investigate the potential effects of environmental metal contamination from mine wastes on aquatic and terrestrial wildlife in Abitibi, a major copper and gold ore region in north-western Québec. From 1994 to 1996, small mammals (mice, voles and shrews) and amphibians (green, mink and wood frogs) were collected from different sites in the area, and their tissues analysed for arsenic, cadmium, copper, lead and zinc. Selected specimens were also analysed for biomarkers: delta-amino-levulinic acid dehydratase (ALA-d), porphyrins, and metallothionein. Histopathology was performed on some samples, and any physical deformities were also noted. Compared with values reported in the scientific literature, frogs and voles from one studied site had high levels of arsenic and cadmium, and those from another site had high levels of cadmium. High kidney arsenic was correlated with low hematocrit, low blood protein and high porphyrin in mink frog. Voles and shrews from one of the sites had high blood ALA-d ratios, indicative of recent elevated lead exposure. Metallothionein concentrations were low in all of the samples analysed. No neoplastic lesions were observed, but a few samples of vole hepatocytes had heterogenous size of cells and nucleus which could be caused by metal exposure. Only one mink frog out of 92 had a non-traumatic limb deformity. Based on inventories and trapping efforts, abundance and diversity of small mammals and amphibians appear to be reduced at the most contaminated sites. Results indicate bioaccumulation of metals as well as potential effects on health and populations in small mammals and frogs from mine tailing areas in the Abitibi region.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé iii
Abstract iv
Liste des tableaux vi
Liste des figures vii
Liste des annexes viii
Remerciements ix

1 INTRODUCTION 1

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES 4
2.1 Description de l'étude 4
2.2 Échantillonnage 5
2.2.1 Recensement et caractérisation des habitats 5
2.2.2 Capture des spécimens 6
2.2.3 Prélèvement de tissus 7
2.3 Analyses chimiques 8
2.4 Analyses biologiques 9
2.4.1 Analyses cliniques 9
2.4.2 Acide delta-amino-levulinate déshydratase (Ala-d) 9
2.4.3 Porphyrines 10
2.4.4 Métallothionéine 10
2.4.5 Analyses histopathologiques 10
2.5 Traitement des données 11

3 RÉSULTATS 13
3.1 Inventaires et captures 13
3.2 Analyses chimiques 13
3.3 Analyses biologiques 25

4 DISCUSSION 32

Conclusion 40

Bibliographie 41

Annexes 49

Liste des tableaux

Tableau 1. Succès et effort de capture pour les petits mammifères et les amphibiens en 1994 15
Tableau 2. Succès et effort de capture pour les petits mammifères en 1995 15
Tableau 3. Succès et effort de capture pour les amphibiens en 1995 15
Tableau 4. Succès et effort de capture pour les amphibiens en 1996 16
Tableau 5. Calcul de l'indice de diversité de Shannon pour les amphibiens en 1994, 1995 et 1996 16
Tableau 6. Calcul de l'indice de diversité de Shannon pour les petits mammifères en 1994 et 1995 17
Tableau 7. Concentrations en métaux (mg/kg) dans les insectes entiers récoltés à trois sites en 1996 17
Tableau 8. Concentrations moyennes (min-max) des principaux métaux (mg/kg poids sec) dans les grenouilles récoltées aux différents sites en 1994, 1995 et 1996 18
Tableau 9. Concentrations moyennes (min-max) des principaux métaux (mg/kg poids sec) dans les mammifères récoltés aux différents sites en 1994 et 1995 19
Tableau 10. Concentrations en métaux (mg/kg) dans les grenouilles entières et les reins de souris et de campagnols récoltés en 1994 20
Tableau 11. Valeurs moyennes (minimum-maximum) d'hématocrites, protéines totales et ALA-d chez les amphibiens récoltés en 1995 et 1996 27
Tableau 12. Valeurs moyennes (minimum-maximum) de porphyrines dans le foie des amphibiens récoltés en 1996 28
Tableau 13. Corrélations de Spearman ($p < 0,05$) entre les métaux et les variables biologiques chez les Grenouilles du nord 29
Tableau 14. Valeurs moyennes (minimum-maximum) d'hématocrites, protéines totales, ALA-d et mesures histopathologiques sur les petits mammifères récoltés en 1995 29
Tableau 15. Valeurs moyennes (minimum-maximum) de porphyrines dans le foie des petits mammifères récoltés en 1995) 30
Tableau 16. Concentrations des métaux lourds Cd, Cu et Zn et de métallothionéine dans le foie des Campagnol à dos roux récoltés en 1994 30
Tableau 17. Corrélations de Spearman ($p < 0,05$) entre les métaux et les variables biologiques chez le Campagnol à dos roux 31

Liste des figures

Figure 1. Localisation des parcs à résidus miniers étudiées en Abitibi entre 1994 et 1996 12

Figure 2. Concentration (moyenne et écart-type) d'arsenic et de cadmium dans le corps entier et les reins des grenouilles des bois, vertes et du nord aux différents sites de récolte 22

Figure 3. Concentration (moyenne et écart-type) de cuivre et de plomb dans le corps entier et les reins des grenouilles des bois, vertes et du nord aux différents sites de récolte 23

Figure 4. Concentration (moyenne et écart-type) d'arsenic, de cadmium, de cuivre et de plomb dans les reins des petits mammifères aux différents sites de récolte 24

Figure 5. Porphyrines totales (moyenne et écart-type) dans le foie des grenouilles des bois, vertes et du nord aux différents sites de récolte 28

Liste des annexes

Annexe 1. Liste des végétaux retrouvés aux différents sites en 1994, 1995 et 1996 51

Annexe 2. Liste des espèces fauniques recensées aux différents sites en 1994, 1995 et 1996 52

Annexe 3. Espèce, code, sexe et masse des tissus prélevés sur des petits mammifères récoltés aux différents sites en 1994 55

Annexe 4. Espèce, code et masse des tissus prélevés sur des grenouilles récoltées aux différents sites en 1994 57

Annexe 5. Espèce, code, sexe et masse des tissus prélevés sur des petits mammifères récoltés aux différents sites en 1995 58

Annexe 6. Espèce, code, sexe, masse des tissus prélevés et ALA-d sur les grenouilles récoltées aux différents sites en 1995 60

Annexe 7. Espèce, code, sexe, masse des tissus prélevés et mesures dans le sang sur les grenouilles récoltées aux différents sites en 1996 62

Annexe 8. Hématocrites, protéines totales, ALA-d et mesures histopathologiques sur les petits mammifères récoltés en 1995 65

Annexe 9. Parc à résidus miniers Aldermac 67

Remerciements

De nombreuses personnes au sein de plusieurs organismes gouvernementaux (Ministère des Ressources Naturelles du Québec, régions de Québec et de l'Abitibi; Ministère de L'Environnement et de la Faune du Québec, régions de Québec et de l'Abitibi) et non gouvernementaux ont été consultées et ont fourni des informations très utiles pour la réalisation de cette étude et nous les en remercions.

Stéphane Guay, René Dauphin, Mélanie Whiteside et Josée Brazeau ont participé aux travaux de terrain au cours des trois années de cette étude et nous les en remercions.

Plusieurs personnes des laboratoires de chimie et des biomarqueurs du Centre National de Recherche Faunique (CNRF) ont participé aux analyses pour cette étude : Guy Savard, Karen Timm, Rosalyn McNeil, Ewa Neugebauer, Bryan Wakeford, Ghislaine Sans Cartier. Della Bond a effectué les analyses de métallothionéine et Tony Scheuhammer a fourni des conseils judicieux tout au long de l'étude.

Igor Mikaelian, de Centre Canadien de Coopération sur la Santé de la Faune, a effectué les analyses histopathologiques. Martin Ouellet, du département de Biologie de l'Université McGill, a effectué l'analyse des malformations sur les amphibiens.

Patrick Labonté a effectué la carte de localisation des parcs à résidus miniers.

Jean Lapointe, du ministère des Ressources naturelles et de la Faune, secteur Faune Québec, direction de l'aménagement de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue, et Thérèse Spiegle, ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs, direction de l'Abitibi-Témiscamingue, ont révisé une version préliminaire de ce document.

1 INTRODUCTION

Au début du 20e siècle, le développement rapide de l'industrie minière et l'absence de réglementation de protection de l'environnement ont entraîné divers problèmes de pollution, dont la prolifération de lieux d'entreposage de résidus miniers dans des conditions souvent néfastes pour la santé et l'environnement (Paquet 1989). De nombreux métaux lourds toxiques sont libérés dans l'eau, l'air et le sol par les diverses activités minières (Marcotte 1994). En Abitibi, on retrouve surtout des mines d'or et de cuivre. Pendant 60 ans, les cheminées du complexe métallurgique de Minéraux Noranda, division Horne à Noranda, une usine d'extraction de cuivre, ont émis près de 500 000 tonnes de SO_2 par an ainsi que d'importantes quantités de métaux lourds (2000 t. de Pb, 150 t. de Cd, 250 t. d'As annuellement). Heureusement, avec l'utilisation plus rigoureuse des systèmes de contrôle ainsi que la mise en opération d'une usine d'acide sulfurique, les émissions ont grandement diminué (UQCN 1992). Cependant, un grand nombre de parcs à résidus miniers contaminent l'environnement et posent des risques à la santé des populations humaines. Les métaux toxiques les plus couramment retrouvés dans les parcs à résidus sont l'As, le Cd, le Cu, le Hg, le Ni et le Zn. La présence de sulfures dans les principaux minerais de la région, la pyrite et la pyrrhotine, rend ces résidus très acides, ce qui occasionne le drainage minier acide et augmente la mise en disponibilité des métaux dans l'environnement (Martial 1993). En 1979, une étude écologique des milieux terrestre, aquatique et atmosphérique de la région de Rouyn-Noranda (Gouvernement du Québec 1979) concluait que plusieurs plans d'eaux étaient très détériorés et que la couverture végétale était affectée sur de grandes superficies. La majeure partie des plans d'eau étudiés présentait de graves limitations pour la production de la sauvagine. La faune terrestre et aquatique semblait contaminée mais pas au point d'empêcher la consommation par les humains. Le petit nombre d'échantillons analysés ainsi que le manque de connaissances ne permettait pas de se prononcer sur les dangers potentiels pour les animaux eux-mêmes. Toutefois, le cadmium et le mercure étaient présents en concentrations jugées importantes en raison de leur toxicité élevée (Gouvernement du Québec 1979). Une étude plus récente concluait que les risques les plus importants concernaient la présence de cadmium dans les abats d'orignaux et de mercure dans les poissons et les mammifères piscivores (Bilodeau 1987 dans UQCN 1992).

Au Québec, le Ministère des ressources naturelles est responsable de la mise en valeur des richesses minérales et du contrôle de la restauration des sites miniers (Marcotte et Marcoux 1993). Le Ministère de l'Environnement supervise la caractérisation et la restauration des sites en fonction des objectifs environnementaux à atteindre (Paquet 1989). Si l'on exclut les carrières et sablières, la superficie touchée par l'exploitation minérale au Québec totalise 25 000 hectares. On estime à plus de 6 milliards de tonnes les déchets miniers entreposés sur le territoire québécois, répartis en 137 sites et couvrant environ 10 900 hectares. Environ 20 p. cent de cette superficie est occupée par des résidus générateurs de drainage minier acide (Marcotte et Marcoux 1993).

Dans le cadre d'un inventaire des lieux d'élimination de déchets dangereux au Québec (Ministère de l'Environnement du Québec 1991), un total de 1112 sites ont été étudiés. Trois-cent-quarante-et-un ont été retenus et classés en 3 catégories: 71 dans la catégorie 1 (risque élevé), 104 dans la catégorie 2 (risque moyen) et 166 dans la catégorie 3 (risque faible). Sur les 71 sites à risque élevé, 30 sont situés en Abitibi-Témiscamingue, et 24 de ces sites sont des parcs à résidus miniers. Ces 24 parcs à résidus totalisent 1306 hectares de résidus miniers dont plusieurs sont générateurs de drainage minier acide et rejetés dans l'environnement souvent sans mesures de confinement adéquat. Il en résulte un écoulement des résidus à l'extérieur du parc proprement dit, et par conséquent, une zone affectée pouvant aller jusqu'au double de celle indiquée. La Direction des substances dangereuses du Ministère de l'Environnement du Québec a prévu, suite à cet inventaire, d'appliquer des mesures correctrices à ces sites pour diminuer les impacts négatifs sur l'environnement. Récemment, une reclassification des sites a été effectuée (Marcotte 1994), à l'aide d'un système plus précis, semblable à celui du CCME (1992). Certains de ces sites ont été restaurés en partie, par différentes techniques de recouvrement et de revégétalisation, tandis que d'autres feront l'objet d'études de caractérisation avant d'être aussi restaurés (MEF et MRN, comm. pers.).

Plusieurs des métaux libérés par les activités minières sont présents sur la liste des substances prioritaires de la *Loi canadienne de protection de l'environnement* (LCPE, 1999). Le document sur l'arsenic de la série de rapports sur les substances prioritaires identifie le besoin de connaissances sur les effets des métaux en provenance de l'environnement minier sur la faune (Gouvernement du Canada 1993).

Bien que le danger que représentent ces sites pour l'environnement et la santé soit reconnu, très peu d'études ont été effectuées et peu de sites ont été restaurés au Québec. Les études effectuées ailleurs en Amérique du Nord et en Europe montrent que les différentes espèces étudiées sont contaminées et présentent des symptômes de toxicité et que l'abondance des espèces est réduite à proximité des usines et des sites miniers (Storm *et al.* 1993; Andrews et Cooke 1984; Hunter *et al.* 1984a et 1984b). Au Canada, des études ont été effectuées sur la contamination des poissons en arsenic (Azcue et Dixon 1994) et sur les effets du drainage miner acide sur les salmonidés (Barry *et al.* 2000). Compte tenu des efforts et des ressources déployées pour restaurer les parcs à résidus miniers, il apparaît primordial d'acquérir des connaissances sur l'état des populations d'espèces sauvages à proximité des parcs et sur leur récupération suite aux mesures de restauration utilisées.

En 1994, le Service Canadien de la Faune décidait d'entreprendre une étude sur les effets des parcs à résidus miniers sur la faune. Les objectifs à long terme de cette étude sont de:

- documenter la bioaccumulation des métaux chez diverses espèces indicatrices et dans la chaîne alimentaire, en relation avec leurs effets toxicologiques;
- étudier l'abondance et la structure de population d'espèces indicatrices et utiliser différents indicateurs biochimiques et physiologiques pour déterminer si la contamination par les métaux affecte la santé de la faune et l'intégrité des écosystèmes.

Ce rapport présente une description de l'étude ainsi que les résultats obtenus.

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 DESCRIPTION DE L'ÉTUDE

En 1994, suite à une visite de reconnaissance à une douzaine de parcs à résidus miniers présélectionnés en Abitibi, quatre sites ont été retenus, à cause de leur état, leur superficie, leur contamination et de la présence d'habitats propices aux espèces ciblées. Ces sites sont Aldermac, Canadian Malartic, Darius et Manitou (Figure 1). Le site Aldermac (Annexe 9), situé près de Rouyn-Noranda, est l'un des plus grands et des plus contaminés, selon la classification et les caractérisations qui ont été faites par les ministères concernés. Ses résidus proviennent d'une mine d'or, de cuivre et d'argent exploitée de 1931 à 1943 et ont été déposés dans une cuvette hydrographique sans aucune mesure d'atténuation. La zone d'épanchement rejoint un ruisseau 400 m au nord, recouvre son lit sur environ 2 km et se draine dans les lacs Arnoux et Dasserat (Martial 1993). Les alentours du parc comprennent aussi des zones humides qui offrent un bon potentiel pour la faune, mais qui se trouvent dégradés du fait de la présence du parc. Les teneurs en As, Cd, Cu et Zn des résidus, des effluents du parc, de l'eau et des sédiments du ruisseau et du lac Arnoux dépassent les critères de qualité des sédiments et les recommandations pour la vie aquatique (Martial 1993; Consor 1995). Le Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec (MDDEP) en a fait la caractérisation en 1994 et a mis en place des mesures de mitigation pour diminuer la contamination (E. Van de Walle, comm. pers.). Le site Canadian Malartic, à Malartic, est de dimension et de classification intermédiaire et a déjà été restauré en partie, mais il présente encore des problèmes. Ses résidus proviennent d'une mine d'or et contaminent les cours d'eau avoisinants en As (Paquet 1989a). Le site Darius, près de Cadillac, est petit et classé dans les sites intermédiaires, mais ses résidus proviennent d'une mine d'or et des barils d'As_2O_3 sont entreposés sur le site dans des galeries souterraines (Paquet 1989b). Le site Manitou, près de Val d'Or, est l'un des plus grands et le plus contaminé. Ses résidus proviennent de mines d'or, du cuivre et de zinc exploitées des années 40 jusqu'en 1988. Malgré les digues et les canaux aménagés pour contenir les résidus, la zone d'épanchement de ceux-ci s'étend sur quelques kilomètres avant de rejoindre la rivière Bourlamaque, elle-même contaminée sur plusieurs kilomètres (Ministère de l'Environnement du Québec 1991). Un site témoin a été sélectionné près de Cadillac (Figure 1), dans un milieu présentant des habitats comparables à ce qui se trouvait aux différents sites contaminés.

En 1995, les travaux ont été concentrés sur le parc Aldermac, afin de faire une étude plus approfondie comprenant un inventaire complet des espèces et un échantillonnage plus intensif afin de recueillir un nombre suffisant d'individus. Le site témoin était situé à Lac Évain (Figure 1), dans des habitats comparables.

En 1996, pour la troisième et dernière année d'échantillonnage, six sites ont été visités en vue de sélectionner les plus propices. Le principal objectif était de récolter quelques espèces indicatrices du groupe des amphibiens pour vérifier leur exposition aux métaux libérés par le drainage acide minier. Les sites Wood Cadillac, Noranda 5, Wasamac et Waite Amulet ont été visités mais non retenus à cause de la faible présence d'amphibiens. Les sites Darius et Aldermac ont été sélectionnés, de même que le site témoin de 1995 à Lac Évain.

Les critères de sélection des espèces au cours des trois années de l'étude étaient les suivants: espèce représentative des écosystèmes à évaluer résidente, et ayant un petit domaine vital. Les espèces retenues pour l'étude étaient la musaraigne cendrée (*Sorex cinereus*), la souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*), le campagnol à dos roux (*Clethrionomys gapperi*), la grenouille verte (*Rana clamitans*) et la couleuvre rayée (*Thamnophis sirtalis*).

2.2 ÉCHANTILLONNAGE

2.2.1 Recensements et caractérisation des habitats

En 1994, la majorité des espèces inventoriées a été observée directement sur le terrain. Certains oiseaux ont été identifiés par leur chant tandis que la présence de quelques espèces a été notée à partir de traces (pistes, fèces, broutement, hutte).

En 1995, la méthode utilisée pour recenser les populations d'oiseaux est celle des Dénombrements à Rayon Limité (DRL, Scherrer 1982). Cette méthode permettant de dénombrer une surface connue (cercle de rayon de 75 m), il est donc possible d'établir des relations précises entre l'avifaune et les caractéristiques biophysiques de l'habitat, même en milieu hétérogène. Tout au long des activités sur le site, un effort a été investi pour la recherche d'indices de présence afin de colliger le plus

d'informations possible sur les mammifères présents. Afin de pouvoir établir les rapports qui existent entre la faune et l'habitat, la méthode d'inventaire de végétation utilisée par Scherrer (1982) dans les cellules de DRL a été retenue pour l'avifaune et les mammifères. La méthode d'inventaire utilisée pour les amphibiens consistait à noter tous les spécimens observés, capturés ou entendus le long des bandes riveraines et autour des plans d'eau. La longueur et la largeur des transects inventoriés ont varié selon la superficie disponible à chaque site. Chaque transect était généralement parcouru deux fois à chaque visite.

En 1996, suite aux problèmes rencontrés lors des années précédentes pour l'échantillonnage des petits mammifères et aux faibles résultats de captures, seuls des amphibiens ont été capturés. La méthode d'inventaire utilisée pour les amphibiens a consisté à dénombrer tous les spécimens capturés et à noter les espèces entendues dans les habitats riverains autour des sites inventoriés.

2.2.2 Capture des spécimens

Micromammifères

En 1994, les petits mammifères ont été capturés vivants à l'aide de 50 pièges de type Havahart disposés à tous les dix mètres sur deux lignes de 250 mètres situées dans l'écotone entre la végétation et le parc à résidus.

En 1995, l'effort de piégeage des petits mammifères a été augmenté par rapport à l'année précédente pour assurer un nombre suffisant de spécimens. Quatre sites d'échantillonnage ont été sélectionnés au Parc Aldermac et deux au site témoin. Le nombre de pièges est passé de 50 à 60 et le nombre de nuits de quatre à cinq, pour un total de 300 nuits-pièges par site en moyenne. Trois lignes de trappe ont été installées à chaque site. L'effort de capture a varié à chaque site selon la disponibilité des pièges et la quantité de spécimens récoltés. Les lignes de trappe étaient séparées entre elles d'environ 25 m. Les lignes 1 et 2 étaient composées de cinq fosses (pitfall) et de 25 trappes Sherman et positionnées respectivement à 50 et 75 m de la limite du milieu riverain. Une fosse était laissée à chaque cinq trappes Sherman. Une vingtaine de trappes étaient ajoutées sur la ligne 3 installée dans la bande riveraine. Chaque piège était espacé d'environ 8 m et placé à proximité de zones d'intérêt telles tunnels, amoncellements de branches ou de nourriture. Tous les pièges étaient appâtés avec du beurre d'arachide laissé sur un petit bout de bois. Des clôtures à

déviation d'environ 30 cm de hauteur par 2 m de longueur ont été installées de chaque côté des fosses.

Amphibiens

Les captures d'amphibiens ont été effectuées à la puise ou par capture manuelle, en soirée, à partir de 17 h 30, jusqu'au crépuscule. Une fois identifiés, les spécimens ont été relâchés à l'endroit de capture ou conservés pour les travaux de prélèvements selon l'espèce capturée. Une attention particulière a été portée aux indices de malformations ou autres aberrations morphologiques et celles-ci ont été notées lors de l'examen des spécimens capturés. Elles ont ensuite été confirmées par Martin Ouellet (Université McGill). L'identification des spécimens a été réalisée suivant les clés de Burt et Crossenneider (1992), Piérard (1987) et Brown (1952).

En 1996, seuls des amphibiens ont été échantillonnés et chaque site a été visité à plusieurs reprises. Les captures ont été effectuées à la puise ou par capture manuelle à différentes heures du jour. Des insectes aquatiques ont également été récoltés à chaque site à l'aide d'une puise pour déterminer leur contamination en métaux.

2.2.3 Prélèvement de tissus

Micromammifères

De façon générale, la majeure partie des travaux a été effectuée sur le terrain dans une tente-laboratoire située à proximité de la station échantillonnée. Les spécimens capturés étaient identifiés, sexés, pesés et sacrifiés pour ensuite effectuer les prélèvements sanguins et de pièces anatomiques (foie, rein, intestin, cerveau). En 1994, des prélèvements sanguins au coeur ont été tentés sans succès. En 1995, des prélèvements sanguins au coeur ont été effectués à l'aide d'une seringue héparinée de 1cc et conservés sur la glace avant leur traitement pour les différentes analyses cliniques. Un tube capillaire a été rempli et centrifugé (cinq min. à 7000 rpm) pour mesurer l'hématocrite. Le reste de l'échantillon a été transféré dans une cryofiole et conservé dans l'azote liquide pour les analyses biochimiques. Le foie et les reins ont été prélevés pour les analyses de métaux et de biomarqueurs d'exposition aux métaux (métallothionéine) et d'effets (porphyrines). Les pièces anatomiques pesées, identifiées et déposées dans une cryofiole ont ensuite été transférées dans l'azote liquide. D'autre part, le contenu stomacal, ainsi que le cerveau, l'intestin, le

foie et le rein droit ont été prélevés et conservés dans du formol 10 % tamponné aux fins d'analyses histopathologiques. Enfin, la carcasse de l'animal a été conservée sur la glace et transférée au congélateur pour analyse des métaux.

Les échantillons de souris sylvestre récoltés en 1995 ont été éliminés après avoir été vérifiés par Santé Canada à cause de la présence possible d'un virus (*Hantavirus sp.*) très virulent et transmissible à l'homme.

Amphibiens

La seule espèce d'amphibien capturé à tous les sites étant la Grenouille des bois (*Rana sylvatica*), la taille des individus capturés a rendu difficile, voire impossible certains prélèvements. En conséquence, la majorité des spécimens ont été congelés entiers aux fins d'analyses des métaux. Pour les spécimens dont la taille permettait d'effectuer certains prélèvements, ceux-ci ont d'abord été décérébrés, puis ouverts le plus rapidement possible afin d'effectuer une prise de sang au coeur. Les autres prélèvements ont ensuite été réalisés comme pour les micromammifères.

2.3 ANALYSES CHIMIQUES

Les échantillons de 1994 ont été analysés par un laboratoire privé, utilisant un ICP-MS (inductively coupled plasma-mass spectrometry) de marque Perkin Elmer/Sciex Elan 5000. L'assurance de qualité a été assurée par le laboratoire du Centre National de recherche faunique (CNRF). Les métaux (Sb, As, Ba, Be, Bi, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Mn, Mo, Ni, Se, Ag, Sr, Tl, Sn, U, V et Zn) ont été analysés sur les reins des souris et des campagnols et sur les carcasses des grenouilles. Le Cd, le Cu et le Zn ont aussi été mesurés dans 15 échantillons de foie de campagnols par le Laboratoire de Toxicologie des Métaux du CNRF à l'aide d'un spectromètre à flamme à absorption atomique (Perkin-Elmer 3030b AAS), afin de fournir une comparaison avec les analyses de métallothionéine. La limite de détection variait de 0,005 mg/kg pour le Pb, le Tl et l'U, à 0,5 mg/kg pour le Fe. Elle était de 0,1 mg/kg pour l'As, le Cu, le Ni et le Zn et de 0,025 mg/kg pour le Cd.

Les échantillons de 1995 et 1996 ont été analysés par le laboratoire du CNRF. Les procédures standard utilisées pour les analyses sont décrites sous les méthodes MET-CHEM-AA-01 pour le Cd,

le Cu et le Zn et MET-CHEM-AA-02A et MET-CHEM-AA-02 pour l'As et le Pb dans Neugebauer *et al.* (2000). Les métaux Cd, Cu et Zn ont été analysés par spectromètre à flamme à absorption atomique, tandis que l'As et le Pb ont été déterminés par spectromètre à fourneau au graphite (Perkin-Elmer 3030b AAS, HGA-300 GF et AS-40 autosampler). Ces analyses ont été effectuées sur les reins des campagnols, des musaraignes et des grenouilles de taille suffisante et sur les carcasses des plus petits spécimens. Les limites de détection variaient avec le poids de l'échantillon mais étaient généralement de 0,25 mg/kg de poids sec pour un échantillon de 0,2 g pour l'As, le Cd, le Cu et le Zn et de 0,05 mg/kg de poids sec pour un échantillon de 0,2 g pour le Pb.

2.4 ANALYSES BIOLOGIQUES

2.4.1 Analyses cliniques

Sur le terrain, des mesures d'hématocrite et de protéines totales ont été effectuées sur les échantillons de sang lorsque le volume était suffisant. L'analyse de paramètres biochimiques de base du sang peut fournir des informations complémentaires précieuses sur l'état de santé général d'un animal (Suber 1989). Le pourcentage d'hématocrite, qui est la proportion d'érythrocytes dans le sang, a été déterminé dans les heures suivant la collecte par la méthode de microhématocrite. Le contenu en protéines totales du plasma était ensuite déterminé à l'aide d'un réfractomètre.

2.4.2 Acide delta-amino-levulinate déshydratase (ALA-d)

L'activité de cette enzyme, dont le rôle est de catalyser la synthèse de la porphobilinogène (PBG), un précurseur de l'hémoglobine, est mesurée dans le sang pour détecter une exposition récente au plomb inorganique. La transformation de l'acide delta-amino-lévulinique (ALA) en présence de l'enzyme ALA-d est inhibée par le plomb, mais peut être réactivée par le zinc. La méthode consiste à déterminer la quantité d'enzyme réactivée par l'addition du zinc en mesurant par absorbance à 550 nm la quantité de PBG dans le sang inhibé par rapport à celle du sang réactivé (méthode MET-BMK-ALAD-01a disponible sur demande au CNRF; Scheuhammer 1987a). L'ALA-d a été mesurée dans le sang de souris, de campagnols, de musaraignes et de grenouilles pour lesquelles du sang a pu être récolté.

2.4.3 Porphyrines

Les porphyrines sont impliquées dans le processus de biosynthèse de l'hème, une molécule qui entre dans la composition des hémoprotéines, dont les plus importantes sont l'hémoglobine, la myoglobine et les cytochromes. Les porphyries sont des dérangements des enzymes impliquées dans la biosynthèse de l'hème qui entraînent une altération de la taille et/ou de la composition des réserves de porphyrines (Fox *et al.* 1988). La méthode utilisée pour déterminer les niveaux de porphyrines hépatiques (méthode MET-BMK-POR-01A modifiée, disponible sur demande au CNRF) est comparable à celle de Kennedy et James (1993). En résumé, les porphyrines du foie sont extraites avec un mélange d'acide chlorhydrique et d'acétonitrile, concentrées sur cartouche Sep-Pak puis analysées par chromatographie liquide à haute pression (HPLC) à l'aide d'un système chromatographique Varian équipé d'un détecteur à fluorescence Perkin-Elmer LS-240 ou LS-4 aux longueurs d'onde Ex = 424 nm et Em =600 nm.

2.4.4 Métallothionéine

Les métallothionéines (MT) sont des protéines de faible poids moléculaire qui lient les métaux et qui sont impliquées dans le contrôle homéostatique des métaux ainsi que dans la résistance aux métaux toxiques. Elles sont induites par les niveaux élevés de métaux dans l'organisme. Elles ont été mesurées par le Laboratoire de Toxicologie des Métaux du CNRF selon la méthode de Scheuhammer et Cherian (1986) et Scheuhammer (1988) basée sur la saturation en argent de la MT, puisque l'Ag a une plus grande affinité pour la MT que le Cd ou d'autres métaux traces. En bref, après plusieurs étapes d'homogénéisation, d'incubation et de précipitation, l'Ag lié à la MT est mesuré dans le surnageant par spectrométrie à flamme à absorption atomique. Un facteur basé sur la quantité d'Ag liée à la MT, est utilisé pour calculer la concentration de MT.

2.4.5 Analyses histopathologiques

Des échantillons de différents tissus ont été envoyés à la Faculté de Médecine Vétérinaire pour des analyses histopathologiques. Les organes ont été recoupés, scellés dans la paraffine, coupés à une épaisseur de 5 µm et colorés à l'hématoxyline-phloxine-safran. Les lames ont été examinées et gradées en aveugle au microscope photonique.

2.5 TRAITEMENT DES DONNÉES

Les résultats de capture aux différents sites ont été analysés à l'aide de l'indice de diversité de Shannon (Frontier 1982). Ces indices ont été calculés séparément pour les amphibiens et pour les mammifères. Aucun indice de diversité n'a été calculé pour les oiseaux.

Les données chimiques et biologiques ont d'abord été validées puis regroupées par site, par espèce et par tissu. Ainsi regroupés, il n'y avait pas suffisamment d'échantillons de chaque groupe par effectuer des comparaisons entre les années, elles ont donc été regroupées. Les statistiques descriptives ont ensuite été calculées. Comme plusieurs variables présentaient des distributions non-normales, des statistiques non-paramétriques ont généralement été employées par la suite. Des comparaisons inter-sites et inter-espèces ont été effectuées dans les cas où le nombre d'échantillons était suffisant, à l'aide du test non-paramétrique de comparaison de groupes d'échantillons de Kruskall-Wallis (Scherrer 1984). Dans le cas des reins de grenouilles, le nombre d'échantillons par espèce par site étant insuffisant, les espèces ont été regroupées pour chaque site. Des corrélations non-paramétriques de Spearman ont ensuite été calculées entre les variables (Scherrer 1984). Toutes les analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel JMP (SAS Institute 1999).

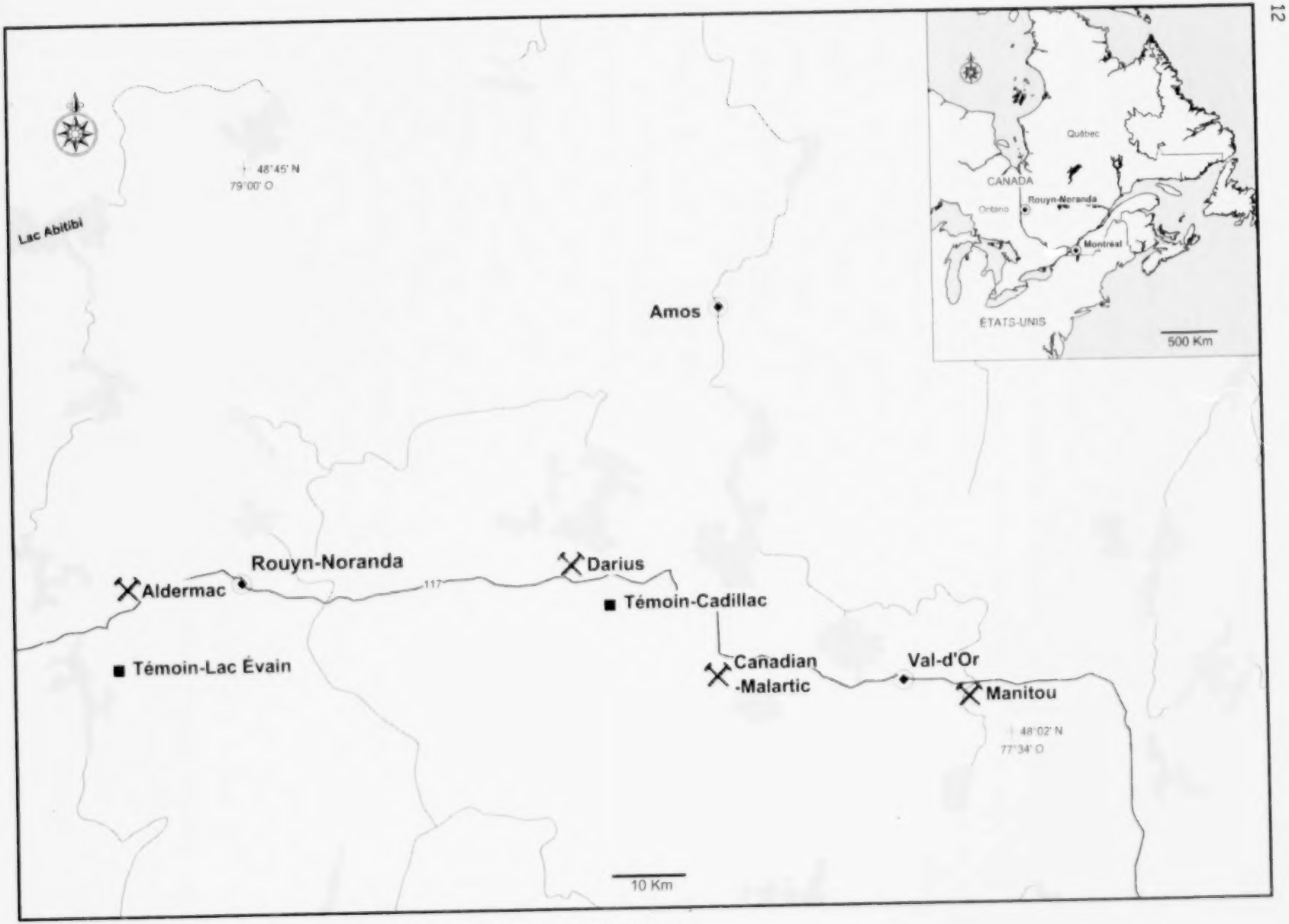


Figure 1. Localisation des parcs à résidus miniers étudiés entre 1994 et 1996

3 RÉSULTATS

3.1 INVENTAIRES ET CAPTURES

Les Tableaux 1, 2, 3 et 4 donnent les résultats des efforts de capture en 1994, 1995 et 1996. La liste des espèces végétales et animales observées ou recensées apparaît aux annexes 1 et 2, de même que les informations sur les tissus prélevés (Annexes 3 à 7).

Malgré des habitats apparemment adéquats et des efforts de capture importants, il a été impossible de capturer plusieurs des espèces cibles aux différents sites. Sur l'ensemble des sites visités et les trois années de l'étude, un total de quatre espèces d'amphibiens et sept espèces de petits mammifères a été capturé. Des indices de diversité de Shannon ont été calculés pour les différents sites, pour les amphibiens (Tableau 5) et les mammifères (Tableau 6). Aucune différence significative n'est observée avec le test de comparaison de groupes de Wilcoxon-Mann Whitney ($p > 0,05$), tant pour les amphibiens que pour les mammifères, cependant, les indices de diversité des amphibiens aux sites témoins et Aldermac tendent à être supérieurs à ceux des autres sites. Le sexe et l'âge (jeune ou adulte) ont été compilés aussi souvent que possible et apparaissent en annexe. Le pourcentage de jeunes grenouilles ne varie pas significativement entre les sites, tant pour les trois espèces prises ensemble que pour la grenouille des bois uniquement. Au site Aldermac et au site témoin en 1995, plusieurs des petits mammifères femelles étaient enceintes. Plusieurs des grenouilles femelles des sites Aldermac, Darius et témoin portaient des œufs.

3.2 ANALYSES CHIMIQUES

Les Tableaux 7, 8, 9 et 10 fournissent les résultats des analyses de métaux lourds sur les échantillons d'insectes, de grenouilles et de petits mammifères récoltés durant les trois années de l'étude. Les insectes prélevés au site Darius indiquent un niveau élevé d'As, bien qu'aucune analyse statistique n'ait été effectuée sur ces échantillons (Tableau 7).

Chez les grenouilles cependant, des analyses statistiques ont été effectuées et révèlent des différences significatives (Tableau 8). Les concentrations en As dans les corps entiers des

grenouilles des bois (Figure 2) sont plus élevées à Darius qu'aux autres sites ($p < 0,05$). Les concentrations en Cd, Cu et Pb sont plus élevées dans les corps entiers des grenouilles des bois du site Aldermac qu'aux autres sites ($p < 0,05$), bien que le Cd ne soit pas différent entre Aldermac et le site témoin (Figures 2 et 3). Les concentrations en As sont aussi significativement plus élevées dans les reins des grenouilles des bois du site Darius comparativement aux autres sites ($p < 0,05$). Dans les reins de grenouilles de toutes espèces, l'As et le Pb sont significativement plus élevés à Darius et Aldermac, respectivement, tandis que le Cd semble plus élevé dans les reins des grenouilles vertes (*Rana clamitans*) de Aldermac, bien que cette différence ne soit pas significative. A cause du faible nombre d'échantillons, les jeunes et les adultes ont été combinées dans les analyses statistiques. Cependant les analyses n'indiquent aucune différence significative dans le poids des grenouilles entre les sites, ce qui semble exclure l'influence de cette variable dans les différences de concentrations de métaux.

Chez les campagnols à dos roux (Tableau 9), l'As et le Cu dans les reins sont significativement plus élevés ($p < 0,05$) au site de Darius. Les autres métaux ne montrent pas de différence significative entre les sites, bien que le Cd semble plus élevé dans les reins des campagnols au site témoin et à Aldermac (Figure 4). Pour les autres espèces de petits mammifères ainsi que pour les analyses effectuées sur les corps entiers, le nombre d'échantillons était insuffisant pour effectuer des analyses statistiques. L'âge des petits mammifères n'a pas été déterminé mais le poids des mâles et des femelles a été comparé pour déterminer s'il pouvait influencer les résultats. Les campagnols femelles sont plus lourds que les mâles ($p < 0,05$), mais les poids des campagnols et des souris sylvestres mâles et femelles ne diffèrent pas significativement entre les sites.

Les autres métaux analysés en 1994 apparaissent au Tableau 10. Quelques-uns montrent des concentrations plus élevées à certains sites. L'argent, le barium, le chrome, le manganèse et le strontium montrent des concentrations élevées chez les grenouilles vertes et des bois à Aldermac et au site témoin, de même qu'à Darius et à Canadian Malartic pour certains.

Tableau 1. Succès et effort de capture pour les petits mammifères et les amphibiens en 1994

Site	Souris sylvestre	Campagnol à dos roux	Effort (nuit-piège)	Grenouille des bois	Grenouille verte	Effort (heure)
Manitou	5	2	200	0	0	50
Malartic	3	8	250	5	0	40
Darius	3	2	200	5	0	10
Aldermac	7	3	200	5	5	30
Témoin Cadillac	6	3	120	5	5	1

Souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*); Campagnol à dos roux de Gapper (*Clethrionomys gapperi*); Grenouille des bois (*Rana sylvatica*); Grenouille verte (*Rana clamitans*).

Tableau 2. Succès et effort de capture pour les petits mammifères en 1995

Site	Souris Sylvestre	Souris sauteuse	Campagnol à dos roux	Musaraigne pygmée	Grande Musaraigne	Autres espèces	Effort (nuit-piège)[1]
Aldermac							
1A	2	3	1	0	0	0	272S+40P
1B	10	0	3	1	0	0	262S+40P
2A	5	3	0	0	0	0	313S+50P
2B	6	2	6	2	0	1[2]	309S+45P
Témoin Lac Évain							
A	1	4	0	0	11	0	400S+60P
B	5	1	1	0	4	1[3]	275S+40P

1: S: Trappe Sherman; P: Pitfall; 2: 1 Musaraigne cendrée (*Sorex cinereus*); 3: 1 Musaraigne arctique (*Sorex arcticus*); Souris sauteuse des champs (*Zapus hudsonius*); Musaraigne pygmée (*Sorex hoyi*); Grande Musaraigne (*Blarina brevicauda*)

Tableau 3. Succès et effort de capture pour les amphibiens en 1995

Site	Grenouille des bois (observé/conservé)	Grenouille verte (observé/conservé)	Crapaud d'Amérique (observé/conservé)	Effort (heure)
Aldermac				
1A	20/20	2/0	0	3,0
1B	8/6	0	0	4,0
2A	21/12	1/1	0	1,2
2B	20/13	0	0	1,3
Témoin Lac Évain				
A	23/10	3/0	0	6,5
B	18/10	14/0	2/0	7,0

Crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*)

Tableau 4. Succès et effort de capture pour les amphibiens en 1996

Site	Grenouille des bois	Grenouille verte	Grenouille du Nord	Crapaud d'Amérique	Effort (heure)
Darius	30	0	8	1	31
Aldermac					
1A	0	0	0	0	6
2A	14	4	9	0	15
3A	1	0	0	0	2
3B	4	3	0	0	16
Témoin Lac Évain	4	4	17	0	22

Grenouille du nord (*Rana septentrionalis*)

Tableau 5. Calcul de l'indice de diversité de Shannon pour les amphibiens en 1994, 1995 et 1996

Site	Année	Effort de capture (heures)	Grenouille des bois	Grenouille verte	Grenouille du nord	Crapaud d'Amérique	Indice de diversité de Shannon
Manitou	1994	50	0	0	0	0	0
Malartic	1994	40	0	0	0	0	0
Darius	1994	10	0	0	0	0	0
Aldermac	1994	30	0,5	0,5	0	0	1
Témoin Cadillac	1994	1	0,5	0,5	0	0	1
Aldermac	1995	9,5	0,057	0,198	0	0	0,255
Témoin Lac Évain	1995	13,5	0,378	0,516	0	0,163	1,057
Wood Cadillac	1996	10,5	0	0	0	0	0
Darius	1996	31	0,301	0	0,469	0,137	0,907
Noranda 5	1996	3	0	0	0	0	0
Wasamac	1996	15	0	0	0	0	0
Aldermac	1996	40	0,485	0,481	0,5	0	1,466
Waite Amulet	1996	9	0	0	0	0	0
Témoin Lac Évain	1996	22	0,397	0,397	0,449	0,397	1,64

Tableau 6. Calcul de l'indice de diversité de Shannon pour les petits mammifères en 1994 et 1995

Site	Année	Souris sauteuse	Souris sylvestre	Campagnol à dos roux	Grande Musaraigne	Musaraigne cendrée	Musaraigne pygmée	Musaraigne arctique	Indice de diversité de Shannon
Manitou	1994	0	0,35	0,52	0	0	0	0	0,87
Malartic	1994	0	0,51	0,33	0	0	0	0	0,84
Darius	1994	0	0,44	0,53	0	0	0	0	0,97
Aldermac	1994	0	0,36	0,52	0	0	0	0	0,88
Témoin Cadillac	1994	0	0,39	0,53	0	0	0	0	0,92
Aldermac	1995	0,45	0,50	0,48	0	0,20	0,20	0	1,82
Témoin Lac Évain	1995	0,45	0,48	0,17	0,48	0	0	0,17	1,75

Tableau 7. Concentrations en métaux (mg/kg poids sec) dans les insectes entiers récoltés à trois sites en 1996

Site	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Aldermac	0,60	1,73	52,40	4,03	167,10
Darius	119,00	2,02	48,10	3,26	93,10
Témoin Lac Évain	< 0,50	1,35	20,30	0,57	161,20

Tableau 8. Concentrations moyennes (minimun-maximum) des principaux métaux (mg/kg poids sec) dans les grenouilles récoltées aux différents sites en 1994, 1995 et 1996

Site Espèce Tissu (n ; N)[1]	As	Cd	Cu	Pb	Zn
ALDERMAC					
Grenouille des bois					
Entier	0,11	1,82	12,68	1,32	142,2
(21 ; 65)	(<0,30-0,29)	(1,06-4,10)	(6,30-23,84)	(0,59-5,73)	(105,5-178,0)
Grenouille verte					
Entier	1,10	1,12	19,07	2,62	137,0
(1 ; 5)					
Reins	< 1,00	58,71	15,55	0,99	127,2
(2 ; 8)		(6,68-110,73)	(15,20-15,90)	(0,56-1,42)	(121,4-133,0)
Grenouille du nord					
Entier	< 0,70	3,83	17,30	1,24	165,9
(2 ; 3)		(2,95-4,70)	(15,40-19,20)	(1,12-1,35)	(163,7-168,1)
CANADIAN MALARTIC					
Grenouille des bois					
Entier	0,77	0,73	13,56	0,9	100,1
(1 ;5)					
DARIUS					
Grenouille des bois					
Entier	14,94	1,10	5,98	0,24	134,0
(9 ; 30)	(4,62-34,20)	(0,73-1,58)	(4,40-9,90)	(0,10-0,41)	(110,7-164,0)
Reins	37,70	37,59	9,40	0,23	141,9
(2 ;6)	(15,72-59,68)	(1,47-73,70)	(5,90-12,90)	(0,12-0,34)	(116,9-166,9)
Grenouille du nord					
Reins	30,25	14,81	12,90	0,17	132,5
(2 ;8)	(22,70-37,80)	(7,20-22,41)	(11,20-14,60)	(0,12-0,22)	(109,8-155,2)
TÉMOIN					
Grenouille des bois					
Entier	0,13	1,98	10,50	0,68	122,0
(5 ; 18)	(< 0,25-0,27)	(1,21-2,60)	(4,20-15,39)	(0,35-0,88)	(112,3-129,4)
Grenouille verte					
Entier	0,61	0,30	12,78	1,35	95,8
(1 ; 5)					
Reins	< 1,40	1,84	11,30	0,28	99,1
(1 ; 4)					
Grenouille du nord					
Reins	< 1,0	10,47	12,23	0,32	108,8
(4 ; 17)		(8,50-14,83)	(9,70-14,00)	(0,25-0,37)	(96,6-127,4)

1 : n = nombre d'échantillons composites ; N = nombre total de spécimens

Tableau 9. Concentrations moyennes (minimun-maximum) des principaux métaux (mg/kg poids sec) dans les mammifères récoltés aux différents sites en 1994 et 1995

	Tissu (n ; N)[1]	As	Cd	Cu	Pb	Zn
ALDERMAC						
Souris sylvestre	Reins (1,5)	0,11	3,18	20,99	2,04	100,0
Campagnol à dos roux	Reins (3,12)	0,31 (<0,40-0,74)	28,14 (0,21-43,90)	18,64 (17,41-19,90)	5,51 (1,42-11,95)	107,3 (104,2-112,0)
Musaraigne pygmée	entier (2,3)	<0,30	1,75 (1,13-2,37)	17,20 (15,20-19,20)	3,71 (3,39-4,03)	116,9 (104,2-129,5)
Musaraigne cendrée	entier (1,1)	<0,30	3,20	31,20	5,94	137,3
CANADIAN MALARTIC						
Souris sylvestre	Reins (1,3)	0,26	1,65	18,83	1,76	76,0
Campagnol à dos roux	Reins (1,5)	0,28	8,62	20,92	12,25	102,0
DARIUS						
Souris sylvestre	Reins (1,3)	2,77	3,03	19,74	0,43	89,0
Campagnol à dos roux	Reins (1,2)	28,11	0,39	55,22	3,51	80,0
MANITOU						
Souris sylvestre	Reins (1,5)	0,27	2,50	19,33	1,73	98,0
Campagnol à dos roux	Reins (1,2)	1,46	2,41	17,19	5,55	101,0
TÉMOIN						
Souris sylvestre	Reins (1,5)	0,10	2,30	19,21	1,43	119,0
Campagnol à dos roux	Reins (2,4)	0,17 (< 0,90-0,17)	33,73 (19,27-48,19)	23,71 (22,70-24,72)	13,79 (3,59-23,99)	101,0 (85,0-117,0)
Grande musaraigne	entier (3,7)	0,19 (< 0,30-0,38)	4,93 (2,89-8,55)	13,60 (11,80-35,30)	4,82 (3,20-6,07)	106,3 (89,1-111,3)
	Reins (2,8)	<0,30	13,11 (7,40-18,81)	33,55 (31,80-35,30)	3,92 (3,20-4,63)	86,4 (83,6-89,1)
Musaraigne arctique	entier (1,1)	0,27	7,29	9,50	0,97	121,50

1 : n = nombre d'échantillons composites ; N = nombre total de spécimens

Tableau 10. Concentrations en métaux (mg/kg poids sec) dans les grenouilles entières et les reins de souris et de campagnols récoltés en 1994

Site	Espèce	Ag	Ba	Bi	Co	Cr	Fe	Mn	Mo
(lim. détection)		0,025	0,25	0,10	0,05	0,10	0,50	0,10	0,10
Témoin	Gren. bois	0,05	35,64	< 0,10	0,23	15,55	235,1	202,39	0,44
Témoin	Gren. verte	0,17	76,45	< 0,10	1,30	98,63	773,9	38,172	2,84
Témoin	Camp.dos roux	< 0,025	0,60	< 0,10	0,59	0,25	362,0	6,50	1,95
Témoin	Souris sylvestre	< 0,025	< 0,25	< 0,10	0,21	0,28	329,0	5,90	1,87
Aldermac	Gren. bois	0,16	44,80	< 0,10	0,50	30,58	556,0	55,20	0,74
Aldermac	Gren. verte	0,41	54,40	0,20	2,05	28,53	2080,0	109,10	0,60
Aldermac	Camp.dos roux	< 0,025	0,20	< 0,10	0,37	0,63	295,0	6,10	1,63
Aldermac	Souris sylvestre	< 0,025	< 0,25	< 0,10	0,16	0,28	295,0	5,30	2,07
Darius	Gren. bois	< 0,025	12,40	< 0,10	0,64	29,39	343,0	35,70	0,74
Darius	Camp.dos roux	< 0,025	< 0,25	< 0,10	0,40	0,45	410,0	5,00	1,62
Darius	Souris sylvestre	< 0,025	< 0,25	< 0,10	0,18	0,19	304,0	5,80	2,67
Can. Malartic	Gren. bois	0,09	19,47	< 0,10	2,04	83,64	922,2	63,43	2,07
Can. Malartic	Camp.dos roux	0,07	0,60	< 0,10	0,25	0,27	309,0	7,20	2,08
Can. Malartic	Souris sylvestre	< 0,025	< 0,25	< 0,10	0,15	0,26	310,0	4,20	1,93
Manitou	Camp.dos roux	< 0,025	1,00	< 0,10	0,26	0,41	423,0	6,80	1,87
Manitou	Souris sylvestre	< 0,025	< 0,25	< 0,10	0,18	0,29	385,0	5,80	1,81

Tableau 10 (suite)

site	espèce	Ni	Sb	Se	Sn	Sr	Tl	U	V
(lim. détection)		0,10	0,10	0,1	0,1	0,25	0,005	0,005	0,1
Témoin	Gren. bois	7,97	< 0,10	1,86	< 0,10	42,97	0,030	< 0,005	0,16
Témoin	Gren. verte	52,90	< 0,10	2,03	0,32	34,41	0,067	0,016	1,16
Témoin	Camp.dos roux	0,09	0,11	3,72	0,26	< 0,25	0,061	< 0,005	< 0,10
Témoin	Souris sylvestre	0,15	< 0,10	4,22	0,27	0,27	0,066	< 0,005	< 0,10
Aldermac	Gren. bois	15,67	< 0,10	6,29	0,65	56,91	0,208	< 0,005	0,21
Aldermac	Gren. verte	13,22	< 0,10	2,79	0,24	41,74	0,332	0,013	0,73
Aldermac	Camp.dos roux	0,31	< 0,10	8,23	0,78	0,69	0,326	< 0,005	< 0,10
Aldermac	Souris sylvestre	0,11	< 0,10	5,55	0,43	0,25	0,091	< 0,005	< 0,10
Darius	Gren. Bois	14,42	< 0,10	1,05	<0,10	22,51	0,019	0,009	0,53
Darius	Camp.dos roux	0,35	< 0,10	3,90	0,26	0,31	0,043	< 0,005	< 0,10
Darius	Souris sylvestre	0,08	< 0,10	4,22	0,21	< 0,25	0,036	< 0,005	< 0,10
Can. Malartic	Gren. bois	45,84	< 0,10	2,90	0,02	81,82	0,030	0,050	1,22
Can. Malartic	Camp.dos roux	0,25	0,12	5,15	0,29	0,28	0,062	< 0,005	< 0,10
Can. Malartic	Souris sylvestre	0,13	< 0,10	4,15	0,18	< 0,25	0,084	< 0,005	< 0,10
Manitou	Camp.dos roux	0,20	< 0,10	5,43	0,22	< 0,25	0,130	< 0,005	< 0,10
Manitou	Souris sylvestre	0,09	< 0,10	4,58	0,29	< 0,25	0,059	< 0,005	< 0,10

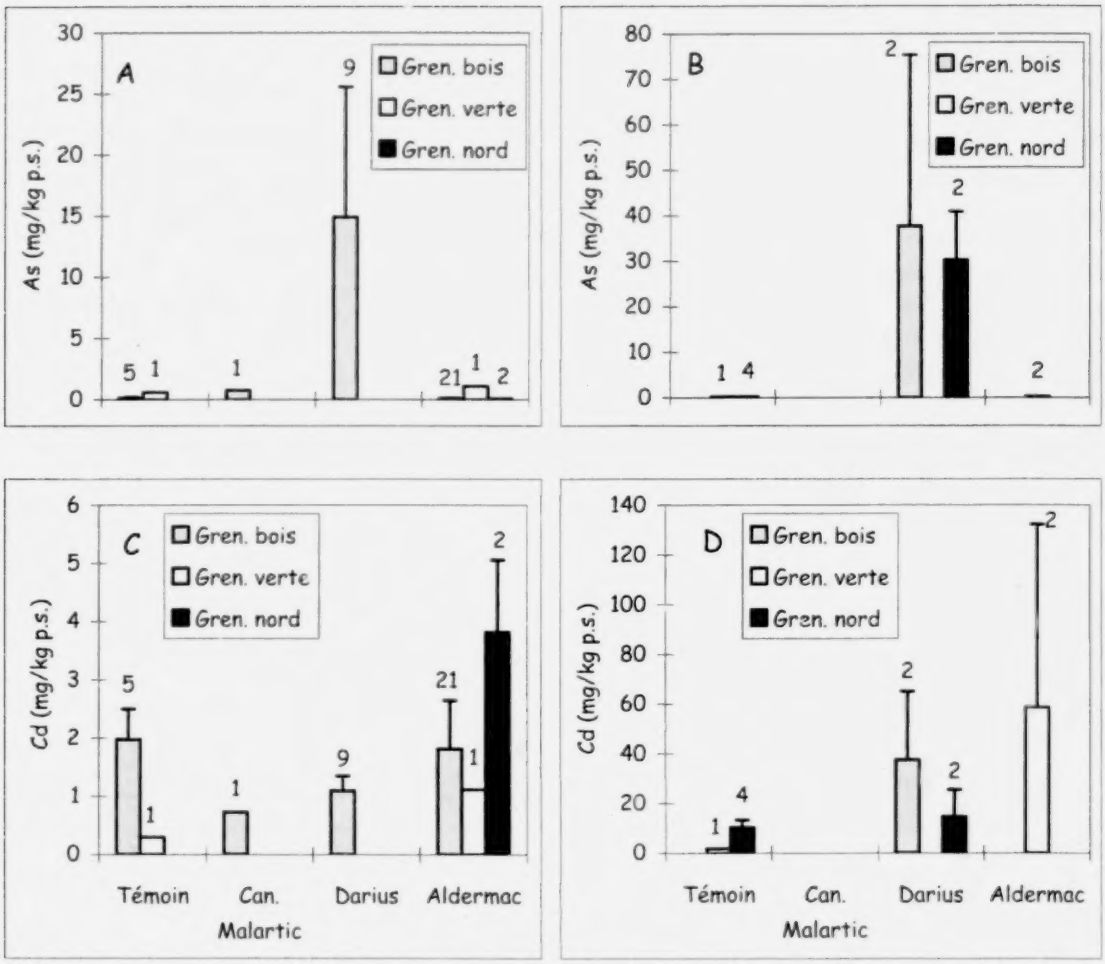


Figure 2. Concentration (moyenne et écart-type) d'arsenic et de cadmium dans le corps entier (A et C) et les reins (B et D) des grenouilles des bois, vertes et du nord aux différents sites de récolte. Les chiffres au-dessus des barres indiquent le nombre d'analyses.

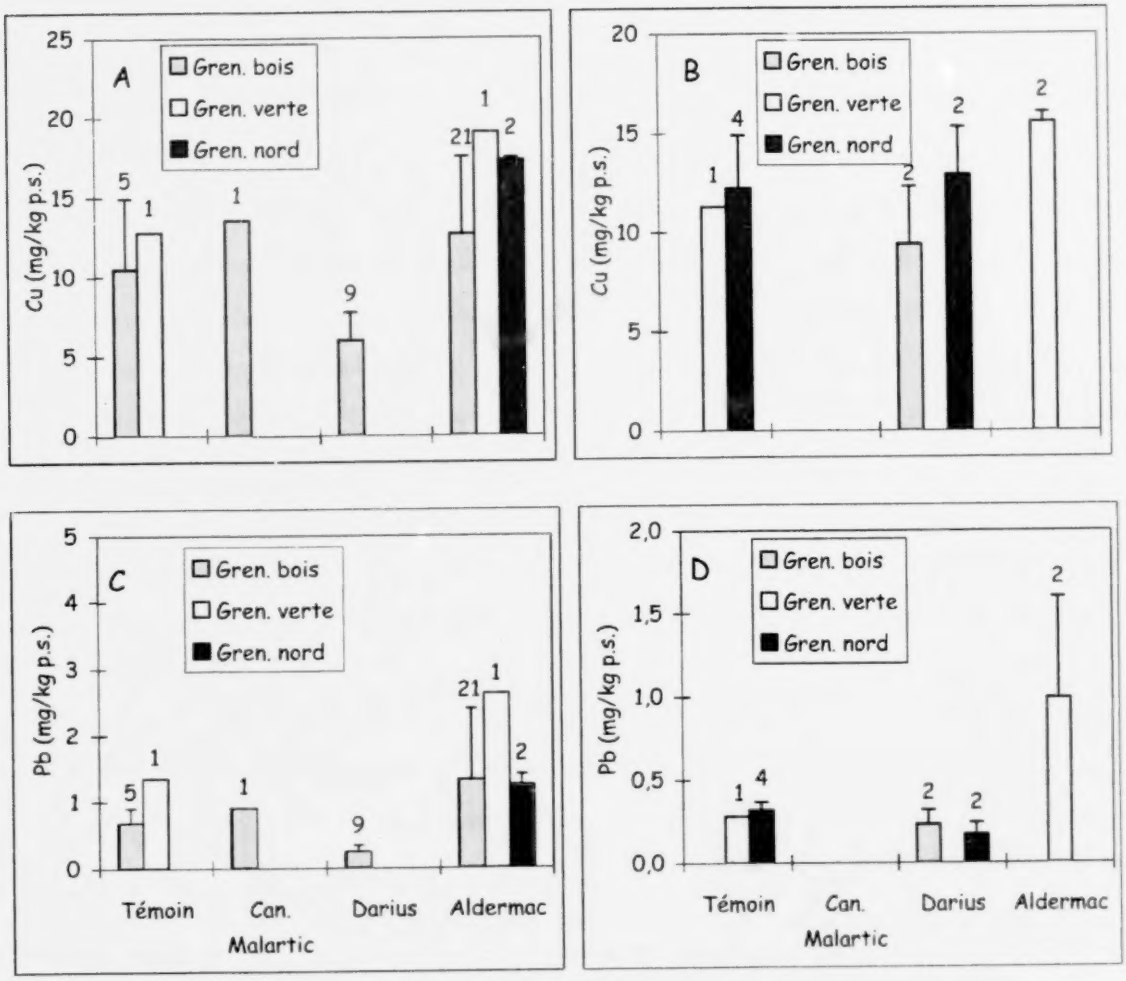


Figure 3. Concentration (moyenne et écart-type) de cuivre et de plomb dans le corps entier (A et C) et les reins (B et D) des grenouilles des bois, vertes et du nord aux différents sites de récolte. Les chiffres au-dessus des barres indiquent le nombre d'analyses.

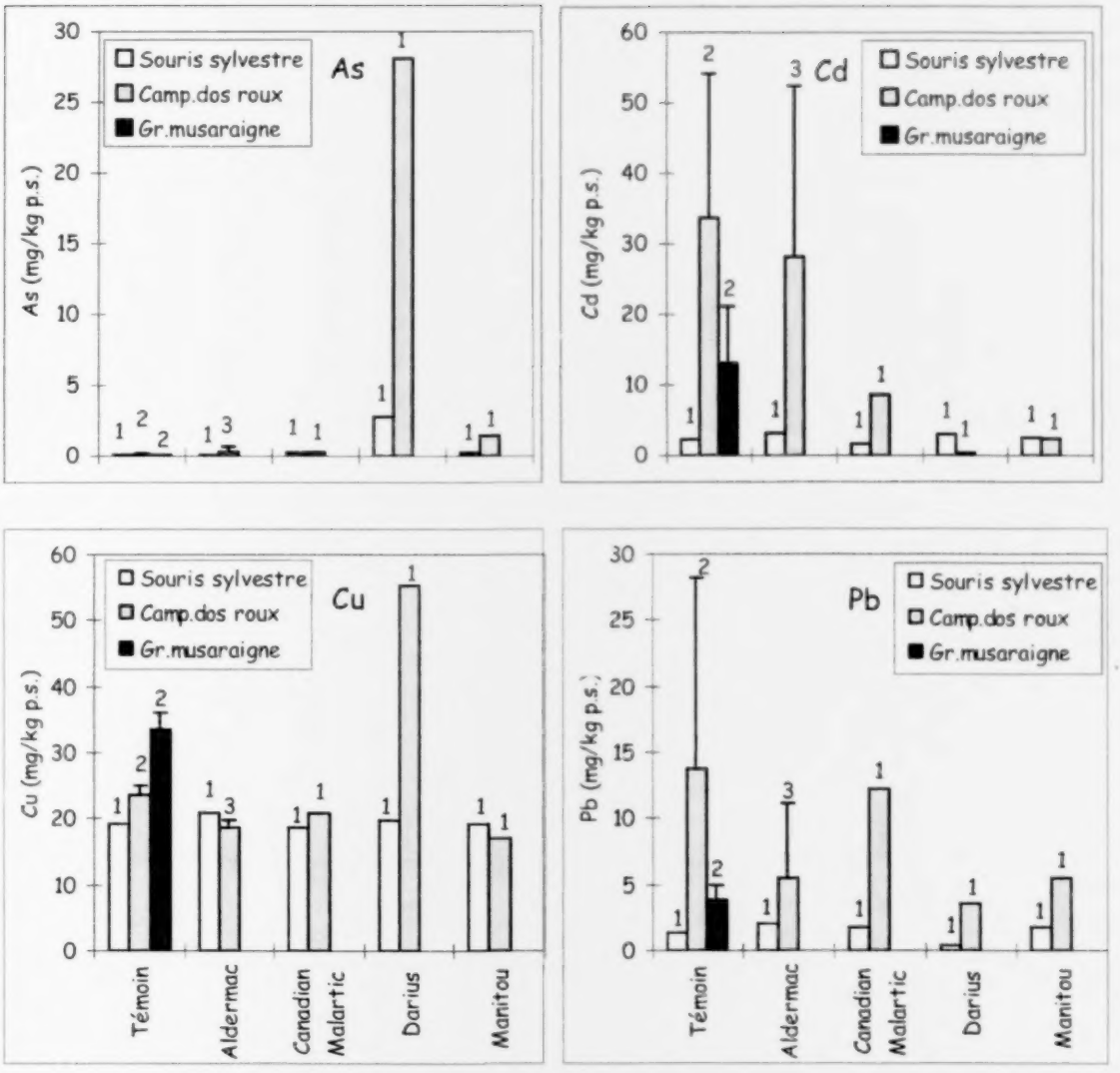


Figure 4. Concentration (moyenne et écart-type) d'arsenic, de cadmium, de cuivre et de plomb dans les reins des petits mammifères aux différents sites de récolte. Les chiffres au-dessus des barres indiquent le nombre d'analyses.

3.3 ANALYSES BIOLOGIQUES

Amphibiens

Le Tableau 11 donne les mesures d'hématocrite, de protéines totales et d'ALA-d effectuées sur les échantillons d'amphibiens de 1995 et 1996. Étant donné le petit nombre d'analyses effectuées sur les grenouilles, les trois espèces ont d'abord été regroupées. Ainsi, aucune différence n'est observée entre les niveaux d'hématocrite, de protéines totales et d'ALA-d entre les trois sites. De même, lorsqu'on regroupe les trois sites, il n'y a pas de différence entre les trois espèces dans les niveaux de protéines totales et d'ALA-d. Par contre, on observe une différence dans les niveaux d'hématocrites, les valeurs des grenouilles vertes étant plus élevées ($p < 0,05$). Ces analyses ont donc été reprises en séparant les sites et les espèces. Ainsi, les seules différences significatives observées concernent la grenouille du nord (*Rana septentrionalis*), chez laquelle les niveaux d'hématocrite et de protéines totales sont significativement plus faibles au site Darius qu'au site témoin ($p < 0,05$).

Bien que des analyses histopathologiques aient aussi été effectuées sur 20 Grenouilles des bois, aucun changement pouvant avoir une cause étiologique toxique n'a été observé. Enfin, les grenouilles récoltées en 1996 ont été inspectées pour détecter la présence de malformations non-traumatiques, c'est-à-dire non-accidentelles. Une seule malformation non-traumatique au niveau de la patte gauche arrière a été observée chez une grenouille du nord du site Aldermac.

Les niveaux de porphyrines totales dans les foies de grenouilles des trois espèces regroupées sont significativement différents entre les trois sites ($p < 0,001$), les spécimens du site Aldermac présentant les plus hauts niveaux (Tableau 12). Il en va de même lorsqu'on compare les trois espèces en les regroupant par site, les valeurs de porphyrines de la grenouille verte étant plus élevées que ceux de la grenouille du nord ($p < 0,001$). En séparant les espèces, seules les grenouilles vertes et du nord ont pu être analysées, les données sur la grenouille des bois étant insuffisantes pour effectuer des comparaisons. Seule la grenouille du nord montre une différence significative ($p < 0,05$) entre les sites, les niveaux de porphyrines totales étant plus élevés à Darius qu'au site témoin (Figure 5).

Cependant le patron des différentes porphyrines ne montre pas de différence significative ($p > 0,05$).

Les corrélations entre les métaux et les variables biologiques ont été calculées pour les grenouilles du nord (Tableau 13). L'As montre une relation négative significative avec l'hématocrite et les protéines, ainsi qu'une relation positive ($p = 0,069$) avec les porphyrines.

Micromammifères

Les niveaux d'hématocrite, de protéines totales et d'ALA-d des petits mammifères de 1995 ne montrent pas de différence entre les sites (Tableau 14). Cependant, dix échantillons sur 15, dont six du site Aldermac et 4 du site témoin, présentaient des niveaux d'ALA-d supérieurs à 2, ce qui suggère une exposition récente au plomb. Les lésions histopathologiques les plus intéressantes ont été trouvées au niveau de l'encéphale des souris sylvestres d'Aldermac (Tableau 14 et Annexe 8). La gliose et la satellitose sont des réactions inflammatoires au niveau du système nerveux central liées respectivement à la prolifération de cellules gliales et de cellules de la microglie. Ce sont des réactions non spécifiques qui s'observent lors de nécrose neuronale, qui peut survenir dans certaines conditions métaboliques, infectieuses ou toxiques. Certains échantillons de foie decampagnols d'Aldermac montraient aussi de l'anisocytose (cellules de taille hétérogène) et de l'anisocaryose (noyaux de taille hétérogène), qui sont des lésions hépatiques pouvant être causées par de nombreux produits toxiques.

Aucune différence n'est observée dans les niveaux de porphyrines entre les sites chez les petits mammifères (Tableau 15; Figure 5), de même que dans le niveau de métallothionéine (MT), qui apparaît variable et faiblement induite (Tableau 16). Les concentrations de métaux du foie sont probablement trop faibles pour induire une réponse. Alors que les concentrations de Cu et Zn dans le foie des campagnols sont généralement du même ordre de grandeur que celles dans les reins (Tableau 9), les concentrations de Cd apparaissent beaucoup plus faibles, ce qui semble indiquer que le rein constitue l'organe principal d'accumulation de ce métal. La comparaison des valeurs de MT avec les concentrations de Cd dans les reins n'est pas plus concluante, puisque les analyses de métaux dans les reins ont été effectuées sur un échantillon composite par site et que les valeurs

moyennes de MT montrent peu de variation. Pourtant, des corrélations significatives ont été obtenues entre la métallothionéine et les concentrations de Cd dans le foie et dans les reins (Tableau 17). Aucune autre corrélation n'est observée entre les métaux et les biomarqueurs chez les petits mammifères, le nombre d'échantillons par espèce et par site pour lesquels des biomarqueurs ont été mesurés étant insuffisant.

Tableau 11. Valeurs moyennes (minimum-maximum) d'hématocrites, protéines totales et ALA-d chez les amphibiens récoltés en 1995 et 1996

Site Espèce	n	Hématocrite %	Protéines totales g/L	Ratio ALA-d
ALDERMAC				
Grenouille des bois	5	29 (n=1)	3,4 (n=1)	1,04 (0,92-1,18)
Grenouille verte	6	27 (16-39)	2,3 (2,0-2,6)	1,10 (1,03-1,20)
DARIUS				
Grenouille des bois	5	26 (16-30)	2,6 (0,5-3,6)	na
Grenouille du nord	4	13 (12-21)	0,4 (0,2-0,5)	1,09 (1,02-1,14)
TÉMOIN				
Grenouille des bois	7	na	na	1,06 (0,91-1,20)
Grenouille verte	3	41 (32-53)	1,9 (0,8-2,6)	na
Grenouille du nord	17	25 (15-36)	1,9 (0,4-3,2)	1,08 (1,01-1,22)

Tableau 12. Valeurs moyennes (minimum-maximum) de porphyrines dans le foie des amphibiens récoltés en 1996

Site Espèce	n	Uro-porphyr. pmole/g	Hepta-porphyr. pmole/g	Hexa-porphyr. pmole/g	Penta-porphyr. pmole/g	Copro-porphyr. pmole/g	Proto-porphyr. pmole/g	Porphyrines Totales pmole/g
ALDERMAC								
Grenouille des bois	1	5	0	0	0	11	645	660
Grenouille verte	8	12 (9-17)	0	0	1 (0-7)	57 (15-168)	609 (358-1384)	679 (303-1416)
DARIUS								
Grenouille des bois	5	15 (9-26)	0	0	0	61 (42-78)	445 (143-793)	521 (220-847)
Grenouille du nord	8	18 (11-26)	3 (0-10)	0	3 (0-18)	65 (15-209)	252 (150-314)	341 (181-492)
TÉMOIN								
Grenouille verte	4	21 (10-37)	0	2 (0-9)	2 (0-7)	133 (17-383)	658 (227-1743)	816 (338-2169)
Grenouille du nord	17	10 (6-14	0	0	0	31 (14-71)	193 (113-309)	234 (149-350)

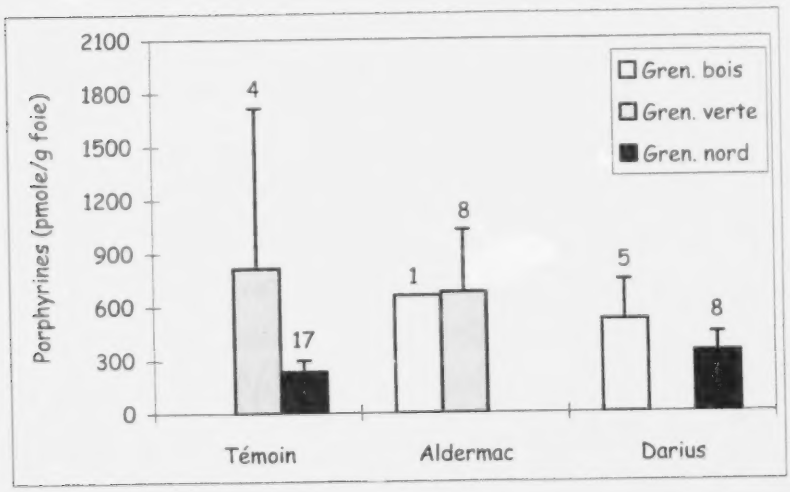


Figure 5. Porphyrines totales (moyenne et écart-type) dans le foie des grenouilles des bois, vertes et du nord aux différents sites de récolte. Les chiffres au-dessus des barres indiquent le nombre d'analyses.

Tableau 13. Corrélations de Spearman ($p < 0,05$) entre les métaux et les variables biologiques chez les Grenouilles du nord

	As	Cd	Cu	Pb	Zn	ALA-d	Hématocrite	Protéines	Porphyrines
Poids		0,89				-0,81			
As							-0,84	-0,85	0,78[1]
Cd						-0,93*			
Cu									-0,83
Pb									
Zn						-0,81			
ALA-d									
Hématocrite									-0,89
Protéines									

1 : $p < 0,1$
* : $p < 0,01$

Tableau 14. Valeurs moyennes (minimum-maximum) d'hématocrites, protéines totales, ALA-d et mesures histopathologiques sur les petits mammifères récoltés en 1995

Site Espèce	n	Hématocrite %	Protéines totales g/L	Ratio ALA-d	Gliose (nb)	Satellitose (nb)	Anisocytose Anisocaryose (nb)
ALDERMAC							
Souris sauteuse	2	27 (n=1)	na	2,08 (1,76-2,39)	0	0	0
Campagnol à dos roux	8	21 (12-28)	6,5 (5,4-7,6)	2,57 (1,68-3,41)	0	0	4/7
Souris sylvestre	19	38 (12-57)	6,5 (4,0-8,2)	na	3	10	0
TÉMOIN							
Souris sauteuse	1	na	na	na	0	0	0
Campagnol à dos roux	1	na	na	1,32	0	0	1/1
Grande musaraigne	8	35 (24-54)	5,9 (4,8-7,6)	1,99 (1,38-2,54)	na	na	na
Souris sylvestre	4	45 (28-53)	6,9 (6,2-8,2)	na	0	2	0

Tableau 15. Valeurs moyennes (minimum-maximum) de porphyrines dans les foies des petits mammifères récoltés en 1995

Site Espèce	n	Uro-porphyr. pmole/g	Hepta-porphyr. pmole/g	Hexa-porphyr. pmole/g	Penta-porphyr. pmole/g	Copro-porphyr. pmole/g	Proto-porphyr. pmole/g	Porphyrines Totales pmole/g
ALDERMAC								
Souris sauteuse	2	43 (39-48)	10 (6-13)	0	0	14 (13-14)	125 (120-131)	191 (186-197)
Campagnol à dos roux	7	86 (45-137)	38 (14-67)	9 (0-22)	0	100 (5-314)	338 (115-573)	571 (374-855)
TÉMOIN								
Souris sauteuse	1	21	0	0	0	23	75	119
Campagnol à dos roux	1	66	51	14	0	76	371	578
Grande musaraigne	8	87 (35-137)	51 (25-85)	8 (0-18)	0	58 (34-82)	133 (85-205)	336 (199-502)

Tableau 16. Concentrations des métaux Cd, Zn et Cu (mg/kg poids sec) et de métallothionéine (mg/kg poids frais) dans le foie des Campagnol à dos roux récoltés en 1994

Site	Cd	Zn	Cu	Métallothionéine
Aldermac	0,28 (0,23-0,34)	148 (138-154)	17,3 (14-20,2)	24 (na-38,2)
Darius	0,16 (0,14-0,17)	125 (94,5-141)	13,9 (13,2-14,9)	34 (2,8-108)
Can.Malartic	0,81 (0,20-1,70)	109 (88,5-144)	16,2 (14,9-18)	35 (2,8-133,5)
Manitou	0,17 (0,14-0,19)	102 (79-124)	15,4 (13,6-17,1)	32 (6,6-37,8)
Témoin	2,27 (1,11-3,99)	119 (115-127)	18,6 (17,2-21,2)	36 (6,6-72,7)

Tableau 17. Corrélations de Spearman ($p < 0,05$) entre les métaux et les variables biologiques chez le Campagnol à dos roux

	Métallothionéine	Porphyrine	As-rein	Cd-rein	Cu-rein	Pb-rein	Zn-rein	Cd-foie	Cu-foie	Zn-foie
Métallothionéine				0,90				0,89		
Porphyrine									-0,90	
As-rein								0,89		
Cd-rein										
Cu-rein								0,89	0,90	
Pb-rein										
Zn-rein										
Cd-foie										
Cu-foie										

4 DISCUSSION

Concentrations de métaux chez les insectes

L'analyse des métaux chez les insectes aquatiques ne constituait pas un des principaux objectifs de cette étude et n'a été effectuée que sur un petit nombre d'échantillons d'espèces non identifiées. Cependant les résultats obtenus sont intéressants, particulièrement pour l'arsenic. Les concentrations d'arsenic mesurées dans des larves d'éphémères et de trichoptères près de résidus de mine d'or en Nouvelle-Écosse étaient inférieures à celles de nos trois sites (Brooks *et al.* 1982). Dans une étude effectuée à deux sites de résidus miniers dans la région de Rouyn-Noranda (Wickham *et al.* 1987), les concentrations de cadmium dans les invertébrés benthiques au site de Waite Amulet étaient inférieures à celles que nous avons mesuré à Aldermac, Darius et au site témoin, tandis que les concentrations du cuivre, plomb et zinc étaient supérieures à celles de nos trois sites. Les concentrations de As, Cu et de Zn mesurées dans les insectes de cette étude sont semblables à celles observées par Beltman *et al.* (1999) et Soucek *et al.* (2002), dans des régions affectées par des sites de résidus miniers, où la structure de la communauté benthique était affectée. Le transfert des métaux aux niveaux supérieurs de la chaîne trophique semble faible en milieu aquatique (Eisler 1994; Mason *et al.* 2000). Dans une étude d'un site minier abandonné en Ontario, les concentrations moyennes d'arsenic dans le corps entier de plusieurs espèces de poissons étaient faibles, à l'exception du Mulet à cornes (*Semotilus atromaculatus*) chez lequel la concentration moyenne atteignait 2,36 mg/kg poids frais (p.f.) (Azcue et Dixon 1994). Martin et Black (1998) ont étudié divers biomarqueurs de l'effet de la contamination par des résidus de mine de charbon sur la Barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*). Ils ont observé des différences légères dans l'hématocrite, l'ALA-d et l'hémoglobine et des différences significatives dans le nombre de bris des hélices d'ADN. Clairement, même s'il s'avère difficile d'en évaluer la toxicité, la concentration d'As mesurée dans les invertébrés aquatiques à Darius est élevée et pourrait avoir des conséquences sur la santé des organismes aux niveaux supérieurs de la chaîne trophique.

Concentrations de métaux chez les amphibiens

Les amphibiens constituent des indicateurs biologiques clés, parce que leur mode de vie à la fois aquatique et terrestre peut entraîner un large spectre d'exposition. Cependant, la bioaccumulation peut varier grandement en fonction des routes d'exposition et des facteurs biotiques et abiotiques

(Linder et Grillitsch 2000). Ces auteurs ont effectué une revue de littérature sur la bioaccumulation et la toxicité des métaux chez les amphibiens. Ceux-ci sont reconnus pour leur vulnérabilité aux impacts des précipitations acides et des métaux (Glooschenko *et al.* 1992). L'exposition chronique à de faibles concentrations de métaux peut entraîner une perturbation de la réponse neuroendocrinienne normale au stress, et une capacité réduite à se défendre contre les facteurs de stress biotiques et abiotiques (Hontela 1998). Le cadmium est connu pour avoir des effets structuraux et fonctionnels sur différents systèmes et organes, incluant le système reproducteur, le système nerveux et le système immunitaire. Zettergren *et al.* (1991) ont démontré que l'exposition prolongée à de faibles doses de Cd pouvait également avoir des effets sur le développement du système immunitaire chez des têtards de grenouilles (*Rana pipiens* et *R. catesbiana*). Des larves de ouaouaron (*R. catesbiana*) récoltés dans un bassin de sédimentation d'une usine de production d'énergie au charbon avaient des concentrations d'As et de Cd ainsi qu'un taux de malformations supérieurs à celles de larves provenant d'un site témoin (Hopkins *et al.* 2000). Les concentrations d'As et Cd dans ces larves ainsi que dans les ouaouarons métamorphosés étaient du même ordre de grandeur que celles mesurées dans nos grenouilles à Darius (Hopkins *et al.* 1999). Nebeker *et al.* (1994 et 1995) ont observé que le Cd affecte la régénération des pattes de la salamandre *Ambystoma gracile* et que des concentrations élevées dans l'eau et la nourriture affectent la survie et la croissance. L'exposition chronique de têtards de *Rana luteiventris* à moins de 0,1 mg/L de cadmium a causé une mortalité de 75 % et une accumulation de 2,2 mg/kg p.f. (Lefcort *et al.* 1998). Des résultats semblables ont été obtenus, de même qu'une diminution du pourcentage de métamorphose et de la masse, avec une espèce indigène, le crapaud d'Amérique, *Bufo americanus* (James et Little 2003).

Les niveaux de métaux mesurés dans notre étude se comparent avec ceux d'autres sites miniers (Hopkins *et al.* 2000). Lee et Stuebing (1990) ont observé des niveaux élevés de Cu, Cd et Ni dans le foie de *Bufo juxtasper* près d'une mine de cuivre en Malaisie. Au site contaminé, les valeurs de Cd étaient inférieures à celles mesurées dans les reins de grenouilles à nos sites de Aldermac, Darius et au site témoin, tandis que les valeurs de Cu de Malaisie étaient supérieures à nos valeurs. Des grenouilles des bois et d'autres amphibiens récoltés à un site près d'une fonderie en Pennsylvanie avaient en moyenne, dans le corps entier, des concentrations de Cd et Cu similaires à celles de nos

sites mais des concentrations de Pb plus élevées (12,0 mg/kg poids sec (p.s.) de Pb) (Beyer *et al.* 1985).

Concentrations de métaux chez les micromammifères

Bien que l'arsenic inorganique soit très toxique, il est généralement méthylé et rapidement excrété de l'organisme. Les formes organiques de l'As sont moins toxiques et aussi rapidement excrétées (Pascoe *et al.* 1996). L'As n'a pas tendance à s'accumuler chez les animaux et a une faible mobilité entre les niveaux trophiques dans les systèmes terrestres (Ismail et Roberts 1992). Des effets sur le système immunitaire de souris ont été observés suite à une exposition au méthylmercure, au plomb tétraéthyle et à l'arsenite de sodium (Blakley *et al.* 1980) ainsi qu'au sulfate de nickel (Dieter *et al.* 1988). Dans des études en laboratoire, l'exposition au cadmium a causé des effets significatifs sur le système reproducteur d'hamster dorés mâles, allant jusqu'à l'infertilité (Wlodarczyk *et al.* 1995). Les concentrations de cadmium dans les reins de musaraignes communes (*S. araneus*) de la plaine de Rhin (11 et 21 mg/kg p.s.) étaient inférieures aux teneurs de 87 (NOEC) et 120 (EC) mg/kg p.s. dans le corps entier critiques pour la croissance de la même espèce selon Dodds-Smith *et al.* (1992) (Hendriks *et al.* 1995).

Les carnivores accumulent généralement moins de Cd que les herbivores. Même les concentrations les plus élevées rapportées (ca. 50 mg/kg p.f. dans les reins d'orignaux en Ontario) étaient insuffisantes pour être toxiques, selon les études expérimentales qui situent le seuil toxique à plus de 100 mg/kg p.f. dans le rein (Scheuhammer 1991). Les niveaux de Cd rapportés chez les oiseaux et mammifères sauvages sont généralement inférieurs à 12 mg/kg p.s. ou à 3 mg/kg p.f. dans les reins.

Le cuivre est contrôlé par les processus homéostatiques et ne montre une accumulation que lors d'une exposition élevée, dans quel cas il s'accumule principalement dans le foie (Hunter *et al.* 1981). À Darius, le Cu montre une accumulation plus importante dans les reins des campagnols que dans le foie. Selon les mêmes auteurs, à faible exposition le Cd s'accumule surtout dans les reins, tandis qu'à plus forte exposition le foie surpasse les reins. Les concentrations de cadmium chez *Microtus agrestis* et *Sorex araneus* ont été mesurées à un ancien site de déchet minier revégétalisé en Angleterre (Andrews et Cooke 1984). Tandis que les concentrations qu'ils ont mesurées chez

Microtus au site contaminé étaient comparables à celles mesurées dans nos sites les moins contaminés, les concentrations mesurées chez *Sorex* étaient supérieures à celles observées chez nos musaraignes et nos campagnols. Les concentrations observées chez les musaraignes étaient plus élevées que celles ayant montrées des effets toxiques en laboratoire. Hunter et Johnson (1982) ont obtenu des résultats similaires. Dans une autre étude effectuée près d'une raffinerie de métaux, les concentrations de Cd atteignaient 10 et 72 mg/kg p.s. dans le corps entier de *Microtus* et *Sorex*, tandis que le Cu était de 5 mg/kg p.s. dans le corps entier chez les deux espèces (Hunter *et al.* 1984a). Alors que ces auteurs ont obtenu des accumulations plus importantes chez les musaraignes carnivores, des niveaux supérieurs ont été mesurés dans la présente étude chez les campagnols, principalement herbivores. En Pennsylvanie, des carcasses de Souris à pattes blanches (*Peromyscus leucopus*) et de Grandes musaraignes (*Blarina brevicauda*) récoltées près d'une fonderie de zinc avaient des concentrations de Cd et Cu similaires aux nôtres (Beyer *et al.* 1985). Au Canada, en Colombie-Britannique, les concentrations de Cd, Cu et Zn dans le foie de Souris sylvestre étaient faibles comparativement à celles mesurées en Abitibi (Laurinolli et Bendell-Young 1996). Une étude a été effectuée à un site de résidus miniers en Ontario, près du site de la présente étude (Cloutier *et al.* 1985). Les concentrations de Cu, Ni, Pb et Zn se comparaient à celles de cette étude; les concentrations de Cu et Ni étaient significativement plus élevés dans le corps des campagnols (*Microtus pennsylvanicus*) au site contaminé.

Les concentrations de Cd et de Pb dans les corps entiers des musaraignes (*Sorex araneus* et *S. minutus*) capturés à 6 sites plus ou moins distants d'une fonderie de plomb et de zinc en Angleterre étaient de un à deux ordres de grandeurs plus élevées que celles mesurées à nos sites, tandis que celles de Cu et de Zn étaient semblables (Read et Martin 1993). Ils ont également séparé les immatures des adultes et constaté une accumulation significative de Cd avec l'âge. La concentration de Pb mesurée dans les reins d'un campagnol à notre site témoin se rapproche de la concentration de 25 mg/kg p.s. considérée diagnostique d'empoisonnement au Pb chez les animaux domestiques (National Research Council 1980 dans Beyer *et al.* 1985).

Effets chez les amphibiens

Des têtards de ouaouarons (*R. catesbiana*) récoltés à un bassin de déposition d'une centrale au charbon contaminée par plusieurs métaux avaient un métabolisme plus élevé (Rowe *et al.* 1998), un

nombre réduit de dents et des malformations orales comparativement au site de référence (Rowe *et al.* 1996). Vogiatzis et Loumbourdis (1998) ont observé une induction de métallothionéine dans le foie de *Rana ridibunda* à des concentrations de Cd semblables à celles mesurées dans nos grenouilles, ainsi qu'un stress métabolique et une diminution des réserves lipidiques du foie, pouvant entraîner une diminution de la production d'œufs et de têtards (Vogiatzis et Loumbourdis (1999). L'administration de Cd à des femelles de *Xenopus laevis* a affecté le développement des oocytes (Lienesch *et al.* 2000).

Des niveaux élevés de Pb dans les reins (96,2 mg/kg p.s.) et une activité réduite de l'ALA-d ont été observés chez des grenouilles vertes à un champ de tir (Stansley et Roscoe 1996).

On n'a pas trouvé d'étude sur les porphyrines chez les amphibiens. Par contre, chez les mammifères, il a été suggéré que l'As peut altérer la biosynthèse de l'hème et donc des porphyrines en inhibant certaines des enzymes impliquées dans la biosynthèse de ces molécules (Woods et Fowler 1978). Ces auteurs ont observé que l'activité de l'hème-synthétase était diminuée par l'As, provoquant une augmentation de l'excrétion urinaire de porphyrines. Dans le cas de nos grenouilles du nord, l'As semble avoir un effet différent, puisqu'une augmentation des porphyrines du foie a été observée. Les auteurs suggèrent que ces résultats sont une réponse initiale précédant d'autres manifestations d'hépatotoxicité. Dans une étude ultérieure, Woods et Southern (1989) ont observé des résultats similaires dans le rein.

Effets chez les mammifères

Chez les mammifères, l'ingestion de Cd peut déranger le métabolisme du calcium, ce qui peut avoir des effets sur la croissance, la reproduction et la survie (Shore *et al.* 1995). Hunter *et al.* (1984b) ont observé que le taux de lésions dans les reins et le foie de musaraignes (*S. Araneus*) augmentait avec la concentration de Cd. Dans les reins, divers types de dommages ont été observés dans les cellules glomérulaires et les cellules tubulaires proximales. Dans le foie, les hépatocytes des juvéniles montraient des formes anormales du réticulum endoplasmique, des mitochondries et des noyaux, tandis que ceux des adultes montraient de l'hypertrophie et de l'inflammation.

Leffler et Nyholm (1996) ont observé des effets néphrotoxiques chez des campagnols près d'un site de raffinage de soufre en Suède. La production d'urine et les protéines urinaires étaient significativement élevées chez les animaux du site contaminé comparativement à ceux du site témoin. Les concentrations de Cd dans les reins au site contaminé (6,42 mg/kg p.f.) étaient comparables à celles mesurées chez nos campagnols au site Aldermac et au site témoin (moyennes de 11, 8 et 9,5 mg/kg en poids frais, respectivement). Selon ces auteurs, la mesure des protéines urinaires est considérée comme un indicateur sensible de la fonction rénale.

Des niveaux élevés de Pb et une activité réduite de l'ALA-d ont été observés chez la Souris à pattes blanches et la Grande musaraigne à un champ de tir (Stansley et Roscoe 1996).

Bien que certaines études sur le terrain mentionnent le rôle des métallothionéines dans la séquestration et la détoxification du Cd (Andrews *et al.* 1984; Hunter et Johnson 1982) et que plusieurs dosages contrôlés en laboratoire ont permis de mieux comprendre ce mécanisme (Liu *et al.* 1992; Sudo *et al.* 1996), aucune étude n'a mesuré ce biomarqueur chez des petits mammifères sur le terrain. D'autres auteurs ont observé l'induction de MT en relation avec le Cd dans des organismes aquatiques de plusieurs lacs dans la région de Rouyn-Noranda (Couillard *et al.* 1995; Croteau *et al.* 2002). Le Cd s'accumule d'abord dans les reins et un ratio de Cd foie : rein inférieur à 1, comme c'est le cas pour nos campagnols, est indicatif d'une faible exposition chronique (Scheuhammer 1987b).

Effets sur les populations

Les milieux aquatiques contaminés en métaux lourds, notamment par des déchets miniers, peuvent agir comme des trappes écologiques pour les populations d'amphibiens, en attirant les adultes et en produisant un faible succès de reproduction (Rowe *et al.* 2001). Dans une étude précédente, Rowe *et al.* (1998) avaient observé que le succès d'éclosion n'était pas affecté mais que la survie des larves de ouaouaron était réduite par l'exposition aux cendres de charbon. Chez le crapaud, le succès d'éclosion était également réduit. Herkovits et Pérez Coll (1993) ont obtenu une mortalité de 100 p. cent d'embryons de *Bufo arenarum* au stade 16 à une concentration de Cd de 0,25 mg/L. L'exposition à un milieu contaminé par plusieurs métaux affecte la croissance, le développement et la survie des

têtards davantage que les métaux pris individuellement (Lefcort *et al.* 1998). Cette situation est préoccupante lorsque ces conditions sont largement répandues dans une région, comme c'est le cas en Abitibi, augmentant ainsi le potentiel d'effets sur de multiples populations d'amphibiens.

Kataev *et al.* (1994) ont observé que la densité des petits rongeurs le long d'un gradient de pollution près d'une fonderie diminuait avec la proximité de la fonderie. La corrélation entre la distance de la fonderie et la proportion de femelles enceintes était positive et significative ($p < 0,10$). D'autres auteurs ont aussi noté une plus faible abondance de petits mammifères au site minier que dans la région environnante (Cloutier *et al.* 1985) et un nombre d'espèces et d'individus relié au degré de pollution, entre six sites plus ou moins distants d'une fonderie de plomb et de zinc en Angleterre (Read et Martin 1993).

Bien que la mesure de l'abondance et la diversité des populations constituait un objectif secondaire de cette étude, et que les indices de diversité de Shannon calculés pour les amphibiens et les petits mammifères n'indiquent pas de différence significative entre les sites, on observe une tendance à une plus grande diversité aux sites témoins et Aldermac, surtout chez les amphibiens. Une attention particulière devrait être portée à la Musaraigne pygmée (*Sorex hoyi*), qui est sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables (Société de la Faune et des Parcs du Québec).

Évaluation du risque

En plus d'être exposés à la contamination par les métaux lourds dans leur diète et leur environnement, les amphibiens et petits mammifères vivant aux alentours des sites de résidus miniers peuvent accumuler des charges de métaux toxiques suffisantes pour représenter une source de contamination et un risque pour les organismes supérieurs. Quelques auteurs fournissent des informations sur l'exposition de la faune par la diète ou la chaîne trophique et sur les concentrations toxiques. Chez des jeunes de Canard colvert (*Anas platyrhynchos*), un niveau d'As équivalent à celui mesuré dans les amphibiens à Darius (30 mg/kg dans la diète) altère la croissance, le développement et la physiologie (Camardese *et al.* 1990). Selon Eisler (1988, cité dans Pascoe *et al.* 1996), une concentration de 2 mg d'As/kg/jour dans la diète de souris a réduit le nombre de jeunes produits. Une exposition subchronique orale de rats à 0,04 et 0,4 mg de Cd/kg/jour a réduit l'activité de

plusieurs enzymes et la phosphorylation oxydative dans les mitochondries du foie, tandis que des doses de 1 à 10 mg de Cd/kg/jour produit de l'anémie et des changements biochimiques et histopathologiques dans plusieurs organes (Newhook *et al.* 1994). Une autre étude rapporte que le Cd peut avoir des effets négatifs à une concentration de 0,1 mg/kg dans la diète (Eisler 1985). Une concentration de 20 mg/kg dans la diète de jeunes canards cause des lésions aux reins (Scheuhammer 1987b). Une concentration de Cr de 5 à 10 mg/kg dans la diète est considérée néfaste pour la faune (Eisler 1986), tandis que 50 mg/kg de Pb dans la diète est associé à des problèmes reproducteurs (Eisler 1988).

En prenant les concentrations maximales de métaux en mg/kg de poids humide dans le corps entier des grenouilles des bois et en multipliant par leur poids moyen, une charge de 42,7 µg d'As et de 5,12 µg de Cd par grenouille de 5,2 g a été obtenue. Par conséquent, un carnivore qui mangerait dix grenouilles par jour obtiendrait une exposition journalière de 4,27 mg d'As et de 0,5 mg de Cd. Le même exercice n'a malheureusement pas pu être effectué avec les campagnols, parce que les métaux n'ont pas été mesurés dans les corps entiers. Par contre, si on calcule la charge dans les reins et qu'on estime qu'environ 50 % de la charge corporelle en As et en Cd est contenue dans les reins, une charge de 4,2 µg d'As et de 7,2 µg de Cd par campagnol de 21,5 g est obtenue. Si on compare ces résultats avec les données de toxicité précédentes et avec les analyses de risque effectués par Laurinolli et Bendell-Young (1996) et Pascoe *et al.* (1996), on peut penser que les oiseaux de proie et autres carnivores supérieurs pourraient être soumis à des charges de métaux potentiellement toxiques. Une analyse de risque plus rigoureuse serait toutefois nécessaire pour préciser la signification toxicologique d'une exposition à long terme des animaux carnivores fréquentant des sites de résidus miniers.

CONCLUSION

Les résultats des analyses de métaux dans les amphibiens et les petits mammifères indiquent que le site du parc à résidus miniers de Darius était contaminé en arsenic et en cadmium en milieu aquatique, et en arsenic en milieu terrestre. Le site du parc à résidus miniers Aldermac, quant à lui, était contaminé en cadmium en milieu terrestre et aquatique. Cependant, les sites témoins présentaient également des niveaux élevés de cadmium, ce qui laisse supposer des apports atmosphériques, de même que des niveaux naturels élevés en raison du sol riche en métaux.

Aucun amphibien n'a été capturé au site du parc à résidus miniers de Manitou, ce qui pourrait indiquer que le milieu aquatique présente des conditions non propices, bien que la faune terrestre ne présente pas de contamination importante.

Malgré le faible nombre d'échantillons disponibles, plusieurs des biomarqueurs d'exposition et de toxicité utilisés dans cette étude montraient des différences significatives entre les sites, des corrélations significatives avec les métaux et étaient supportées par des observations semblables dans la littérature. Les grenouilles du nord au site Darius présentaient un niveau plus faible d'hématocrite et de protéines sanguines et un niveau plus élevé de porphyrines que celles du site témoin et ces différences étaient reliées avec la concentration d'arsenic dans les reins. Les campagnols à dos roux et les souris sylvestre du site Aldermac présentaient des lésions histopathologiques qui pourraient avoir été causées par les métaux. Enfin, les niveaux parfois élevés d'As et de Cd et les faibles indices de diversité pourraient être une indication du faible succès de reproduction tant chez les amphibiens que chez les petits mammifères.

Cette étude a permis de documenter la bioaccumulation des métaux toxiques dans des espèces indicatrices d'amphibiens et de petits mammifères à plusieurs sites de résidus miniers en Abitibi, ainsi que les effets de ces métaux sur les populations et la santé de ces espèces. Les résultats indiquent que ces organismes étaient contaminés à plusieurs sites et présentaient des signes d'intoxication. D'autres études similaires pourraient être effectuées à d'autres sites afin de mieux comprendre l'impact des résidus miniers sur la faune et d'évaluer plus précisément le risque pour les organismes situés aux niveaux supérieurs de la chaîne trophique.

BIBLIOGRAPHIE

Andrews, S.M. et J.A. Cooke 1984. Cadmium within a contaminated grassland ecosystem established on metalliferous mine waste. in Osborn eds. *Metals in animals*. Symposium # 12, Institute of terrestrial ecology.

Andrews, S.M., M.S. Johnson et J.A. Cooke 1984. Cadmium in small mammals from grassland established on metalliferous mine waste. *Environ. Pollution (serie A)* 33: 153-162.

Azcue, J.M. et D.G. Dixon 1994. Effects of past mining activities on the arsenic concentration in fish from Moira Lake, Ontario. *J. Great Lakes Res.* 20 (4): 717-724.

Barry K.L., J.A. Grout, C.D. Levings, B.H. Nidle et G.E. Piercey 2000. Impacts of acid mine drainage on juvenile salmonids in an estuary near Britannia Beach in Howe Sound, British Columbia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(10):2032-2043.

Beltman, D.J., W.H. Clements, J. Lipton et D. Cacela 1999. Benthic invertebrate metals exposure, accumulation, and community-level effects downstream from a hard-rock mine site. *Environ. Toxicol. Chem.* 18 (2): 299-307.

Beyer, W.N.O., H. Pattee, L. Sileo, D.J. Hoffman et B.M. Mulhern 1985. Metal contamination in wildlife living near two zinc smelters. *Environ. Pollution (Serie A)* 38: 63-86.

Bilodeau, P. 1987. Risques d'intoxication liés à la consommation des produits de la chasse et de la pêche non-commerciale en Abitibi-Témiscamingue. Conseil régional de la Santé et des Services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue.

Blakley, B.R., C.S. Sisodia et T.K. Mukkur 1980. The effect of methylmercury, tetraethyl lead, and sodium arsenite on the humoral immune response in mice. *Toxicol. Applied Pharmacol.* 52: 245-254.

Brooks, R.R., J.E. Fergusson, J. Holzbecher, D.E Ryan et H.F. Zhang 1982. Pollution by arsenic in a gold-mining district in Nova Scotia. *Environ. Pollution (Serie B)* 4: 109-117.

Brown, G.H. 1952. *Illustrated skull key to the recent land mammal of Virginia*. Virginia cooperative wildlife unit, Virginia. 75 p.

Burt, W.H. et R.P. Crossenneider 1992. *Les mammifères de l'Amérique du Nord*. Éditions Broquet, La Prairie. 290 p.

Camardese, M.B., D.J. Hoffman, L.J. LeCaptain et G.W. Pendleton 1990. Effects of Arsenate on Growth and Physiology in Mallard Ducklings. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 785-795.

CCME 1992. *National classification system for contaminated sites*. Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement. Rapport CCME EPC-CS39, Mars 1992.

Cloutier, N.R., F.V. Clulow, T.P. Lim et N.K. Davé 1985. Metal (Cu, Ni, Fe, Co, Zn, Pb) and Ra-226 levels in Meadow voles *Microtus pennsylvanicus* living on nickel and uranium mine tailings in Ontario, Canada: environmental and tissue levels. *Environ. Pollution (Serie B)* 10: 19-46.

CONSOR INC. 1995. Rapport de caractérisation. Parc à résidus miniers Aldermac. Présenté au ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF). 80 p.

Croteau, M.N., L. Hare, P.G.C. Campbell et Y. Couillard 2002. Metallothionein-like metal-binding protein in the biomonitor *Chaoborus*: occurrence and relationship to ambient metal concentrations in lakes. *Environ. Toxicol. Chem.* 21 (4): 737-741.

Couillard, Y., P.G.C. Campbell, A. Tessier, J. Pellerin-Massicotte et J.C. Auclair 1995. Field transplantation of a freshwater bivalve, *Pyganodon grandis*, across a metal contamination gradient. 1. Temporal changes in metallothionein and metal (Cd, Cu, and Zn) concentrations in soft tissues. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 690-702.

Dieter, M.P., C.W. Jameson, A.N. Tucker, M.I. Luster, J.E. French, H.L. Hong et G.A. Boorman 1988. Evaluation of tissue deposition, myelopoietic, and immunologic responses in mice after long-term exposure to nickel sulfate in the drinking water. *J. Toxicol. Environ. Health* 24: 357-372.

Dodds-Smith, M. E. M. S. Johnson et D. J. Thompson 1992. Trace metal accumulation by the shrew *Sorex araneus*. 1. Total body burden, growth, and mortality. *Ecotox. Environ. Safety* 24: 102-117.

Eisler, R. 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. No. 85 (1.2), 58 pp. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington. D.C.

Eisler, R. 1986. Chromium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. No. 85 (1.6). U.S. Fish and Wildlife Service, Washington. D.C.

Eisler, R. 1988. Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. No. 85 (1.14), 134 pp. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington. D.C.

Eisler, R. 1994. A Review of Arsenic Hazards to Plants and Animals with Emphasis on Fishery and Wildlife Resources. In J.O Nriagu (ed). *Arsenic in the Environment Part II : Human Health and Ecosystem Effects*. 27:185-259. John Wiley, New York.

Fox, G.A., S.E. Kennedy, R.J. Norstrom et D.C. Wingfield 1988. Porphyria in Herring Gulls: a biochemical response to chemical contamination of Great Lakes food chains. *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 831-839.

Frontier, S. 1982. *Stratégies d'échantillonnage en écologie*. Collection d'écologie, no. 17. Masson, Paris et les Presses de l'Université Laval, Québec.

Glooschenko, V.W., F. Weller, P.G.R. Smith, R. Alvo et J.H.G. Archbold 1992. Amphibian distribution with respect to pond water chemistry near Sudbury, Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49 (Suppl.1): 114-121.

Gouvernement du Canada 1993. *L'arsenic et ses composés*. Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada.

Gouvernement du Québec 1979. Étude écologique de la région de Rouyn-Noranda (rapport synthèse). Rapport E-17. Bureau d'études sur les substances toxiques.

Hendriks, A.J., W.C. Ma, J.J. Brouns, E.M. Deruiterdijkman et R. Gast 1995. Modelling and monitoring organochlorine and heavy metal accumulation in soils, earthworms, and shrews in Rhine-delta floodplains. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 29 (1): 115-127.

Herkovits, J.C. et S. Pérez Coll 1993. Stage-dependent susceptibility of *Bufo arenarum* embryos to cadmium. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50: 608-611.

Hontela, A. 1998. Interrenal Dysfunction in Fish from Contaminated Sites: In Vivo and In Vitro Assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 17 (1): 44-48.

Hopkins, W. A., J. Congdon et J. K. Ray 2000. Incidence and impact of axial malformations in larval bullfrogs (*Rana catesbeiana*) developing in sites polluted by a coal-burning power plant. *Environ. Toxicol. Chem.* 19 (4): 862-868.

Hopkins, W. A., C. L. Rowe et J. D. Congdon 1999. Elevated trace element concentrations and standard metabolic rate in banded water snakes *(Nerodia fasciata)* exposed to coal combustion wastes. *Environ. Toxicol. Chem.* 18 (6): 1258-1263.

Hunter, B.A, M.S. Johnson, D.J. Thompson et H. Holden 1981. Age accumulatioin of copper and cadmium in wild populations of small mammals. In : Proc. Inter. Conference on Heavy Metals in the environment. Amsterdam, 1981, p.236-266. Edinburg : CEP Consultants.

Hunter, B.A. et M.S. Johnson 1982. Food chain relationships of copper and cadmium in contaminated grassland ecosystems. *Oikos* 38: 108-117.

Hunter, B.A., M.S. Johnson et D.J. Thompson 1984a. Food chain relationships of copper and cadmium in herbivorous and insectivorous small mammals. p. 5-10 in Osborn eds. *Metals in animals.* Symposium #12, Institute of terrestrial ecology.

Hunter, B.A., M.S. Johnson et D.J. Thompson 1984b. Cadmium induced lesions in tissues of *Sorex araneus* from metal refinery grasslands. p. 39-44 in Osborn eds. Metals in animals. Symposium #12, Institute of terrestrial ecology.

Ismail, A. et R.D. Roberts 1992. Arsenic in small mammals. *Environ. Technol.* 13: 1091-1095.

Itzkovitch, I J. et D.G. Feasby 1993. Le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier. Nedem 93. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier. Novembre 1993.

James, S.M. et E.E. Little 2003. The effects of chronic cadmium exposure on American toad (*Bufo americanus*) tadpoles. *Environ. Toxicol. Chem.* 22 (2): 377-380.

Kataev, G.D., J. Suomela et P. Palokangas 1994. Densities of Microtine Rodents along a Pollution Gradient from a Copper Nickel Smelter. *Oecologia* 97 (4):491-498.

Kennedy, S.W. et C.S James 1993. Improved method to extract and concentrate porphyrins from liver tissue for analysis by high-performance liquid chromatography. *J. Chromatography* 619: 127-132.

Laurinolli, M. et L.I. Bendell-Young 1996. Copper, Zinc, and cadmium concentrations in *Peromyscus maniculatus* sampled near a abandoned copper mine. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 30: 481-486.

LCPE 1999. *Loi canadienne de protection de l'environnement*, 1999. Ministère de la Justice. Gazette du Canada, Partie III, volume 22, no. 3.

Lee, H.Y. et R.B. Stuebing 1990. Heavy metal contamination in the river toad, *Bufo juxtasper* (Inger), near a copper mine in East Malaysia. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 45: 272-279.

Lefcort, H., R.A. Meguire, L.H. Wilson et W.F. Ettinger 1998. Heavy metals alter the survival, growth, metamorphosis, and antipredatory behavior of Columbia spotted frog (*Rana luteiventris*) tadpoles. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35: 447-456.

Leffler, P.E. et N.E.I. Nyholm 1996. Nephrotoxic effects in free-living Bank Voles in a heavy metal polluted environment. *Ambio* 25 (6): 417-420.

Lienesch, L.A., J.N. Dumont et J.A. Bantle 2000. The effect of cadmium on oogenesis in *Xenopus laevis*. *Chemosphere* 41(10): 1651-1658.

Linder, G. et B. Grillitsch 2000. Ecotoxicology of metals. Chap. 7 in Sparling, D.W., G. Linder et C.A. Bishop. *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. Pensacola, FL. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). 904 p.

Liu, X.Y., T.Y. Jin, G.F. Nordberg, S. Rannar, M. Sjostrom et Y. Zhou 1992. A multivariate study of protective effects of Zn and Cu against nephrotoxicity induced by cadmium metallothionein in rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol. 114*: 239-245.

Marcotte, R. 1994. The restoration of mining sites in Quebec: current status and future directions. Paper presented at Sudbury '95, Conference on Mining and the environment, Sudbury, Ontario, p.359-365.

Marcotte, R. et L. Marcoux 1993. Dispositions législatives pour la restauration des sites miniers au Québec. Nedem 93. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier. p. 237-257.

Martial, R. 1993. Problématique environnementale du parc à résidus miniers Aldermac. Ministère de l'Environnement, Dir. régionale de l'Abitibi-Témiscamingue et du Nord-du-Québec.

Martin, L.K. et M.C. Black 1998. Biomarker assessment of the effects of coal strip-mine contamination on channel catfish. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 41(3):307-320.

Mason, R.P., J.-M. Laporte et S. Andres 2000. Factors Controlling the Bioaccumulation of Mercury, Methylmercury, Arsenic, Selenium, and Cadmium by Freshwater Invertebrates and Fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 38:283-297.

Ministère de l'Environnement du Québec 1991. Inventaire des lieux d'élimination de déchets dangereux au Québec. Mai 1991. 12 volumes.

National Research Council 1980. *Mineral tolerance of domestic animals*. Washington, DC, National Academy of Sciences.

Nebeker, A.V., G.S. Schuytema et S.L. Ott 1994. Effects of cadmium on limb regeneration in the northwestern salamander *Ambystoma gracile*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 27: 318-322.

Nebeker, A.V., G.S. Schuytema et S.L. Ott 1995. Effects of cadmium on growth and bioaccumulation in the northwestern salamander *Ambystoma gracile*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 29: 492-499.

Neugebauer, E.A., G.L. Sans Cartier et B.J. Wakeford 2000. Methods for the determination of metals in wildlife tissues using various absorption spectrophotometry techniques. Technical Report Series no. 337E. Canadian Wildlife Service, Headquarters, Hull, Québec, Canada.

Newhook, R., G. Long, M.E. Meek, R.G. Liteplo, P. Chan, J. Argo et W. Dormer 1994. Cadmium and its compounds : evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Environ. Carcino. & Ecotox. Revs.* C12: 195-217.

Paquet, A. 1989a. Rapport de caractérisation. Lieu 08-38. Parc à résidus miniers Canadian Malartic. Groupe de caractérisation et de surveillance des lieux d'élimination et d'entreposage des déchets dangereux. Ministère de l'Environnement du Québec, direction des substances dangereuses.

Paquet, A. 1989b. Rapport de caractérisation. Lieu 08-28B. Dépôt de trioxyde d'arsenic O'Brien-Darius. Groupe de caractérisation et de surveillance des lieux d'élimination et d'entreposage des déchets dangereux. Ministère de l'Environnement du Québec, direction des substances dangereuses.

Pascoe, G.A., R.J. Blancher et G. Linder 1996. Food chain analysis of exposures and risks to wildlife at a metals-contaminated wetland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 30: 306-318.

Piérard, J. 1987. *Mammalogie*. Mammifères du Québec. 1ère édition. Marcel Broquet. 225 p.

Read, H.J. et M.H. Martin 1993. The effect of heavy metals on populations of small mammals from woodlands in Avon (England): with particular emphasis on metal concentrations in *Sorex araneus L.* and *Sorex minutus L. Chemosphere* 27 (11): 2197-2211.

Rowe, C.L., O.M. Kinney, A.P. Fiori et J.D. Congdon 1996. Oral deformities in tadpoles (*Rana catesbeiana*) associated with coal ash deposition: effects on grazing ability and growth. *Freshwater Biol.* 36:723-730.

Rowe, C.L., O.M. Kinney, R.D. Nagle et J.D. Congdon 1998. Elevated maintenance costs in an anuran (*Rana catesbiana*) exposed to a mixture of trace elements during the embryonic and early larval periods. *Physiol. Zool.* 71: 27-35.

Rowe, C.L., W.A. Hopkins et V.R. Coffman 2001. Failed recruitment of southern toads (*Bufo terrestris*) in a trace element-contaminated breeding habitat: Direct and indirect effects that may lead to a local population sink. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40(3):399-405.

Saint-Arnaud, L.C. 1990. Colloque sur la réduction et le drainage des effluents acides générés par les activités minières. Conférences NEDEM.

SAS Institute 1999. *JMP Statistical Discovery Software.* Cary, NC, USA. SAS Institute.

Scherrer, B. 1982. Méthodologie générale, dans *Étude de l'avifaune*, Parc de la Gatineau, 62 p.

Scherrer, B. 1984. *Biostatistique.* Gaétan Morin éditeur, Chicoutimi, Québec, Canada. 850 pp.

Scheuhammer, A.M. et M.B . Cherian 1986. Quantification of metallothioneins by a silver-saturation method. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 42:417-425.

Scheuhammer, A.M. 1987a. Erythrocyte d-aminolevulinic acid dehydratase in birds. II. The effects of lead exposure in vivo. *Toxicology* 45: 165-175.

Scheuhammer, A. M. 1987b. The Chronic Toxicity of Aluminium, Cadmium, Mercury, and Lead in Birds: A Review. *Environ. Pollut.* 46: 263-295.

Scheuhammer, A. M. 1988. The dose-dependent deposition of cadmium into organs of Japanese quail following oral administration. *Toxicol. Applied Pharmacol.* 95 : 153-161.

Scheuhammer, A.M. 1991. Effects of acidification on the bioavailability of toxic metals and calcium to wild Birds and mammals. *Environ. Pollut.* 71: 329-375.

Shore, R.F., D.G. Myhill, E.J. Routledge et A. Wilby 1995. Impact of an environmentally-realistic intake of cadmium on calcium, magnesium and phosphate metabolism in Bank Voles, *Clethrionomys glareolus. Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 29: 180-186.

Soucek, D.J., B.C. Denson, T.S. Schmidt, D.S. Cherry et C.E. Zipper 2002. Impaired *Acroneuria* sp (Plecoptera, Perlidae) populations associated with aluminium contamination in neutral pH surface waters. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 42(4):416-422.

Stansley, W. et D.E. Roscoe 1996. The uptake and effects of lead in small mammals and frogs at a trap and skeet range. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 30: 220-226.

Storm, G.L., R.H. Yahner et E.D. Bellis 1993. Vertebrate abundance and wildlife habitat suitability near the Palmerton Zinc smelters, Pennsylvania. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 25: 428-437.

Suber, R.L. 1989. Clinical pathology for toxicologists. p.485-519. Chap. 16 in *Principles and methods of toxicology*, 2nd ed., Hayes, A.W., ed., Raven Press, New York.

Sudo, J., T. Hayashi, S. Kimura, K. Kakuno, J. Terui, K. Takashima et M. Soyama 1996. Mechanism of nephrotoxicity induced by repeated administration of cadmium chloride in rats. *J. Toxicol. Environ. Health* 48: 333-348.

UQCN 1992. Profil environnemental des régions administratives du Québec. Réalisé par l'Union québécoise pour la conservation de la nature pour Environnement Canada, Conservation et Protection, région du Québec.

Vogiatzis, A.K. et N.S. Loumbourdis 1998. Cadmium accumulation in liver and kidneys and hepatic metallothionein and glutathione levels in *Rana ridibunda*, after exposure to CdCl2. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 34: 64-68.

Vogiatzis A.K. et N.S. Loumbourdis 1999. A study of glycogen, lactate, total fats, protein, and glucose concentration in the liver of the frog *Rana ridibunda*, after exposure to cadmium for 30 days. *Environ. Pollut.* 104(3):335-340.

Wickham, P., E. Van de Walle et D. Planas 1987. Comparative Effects of Mine Wastes on the Benthos of an Acid and an Alkaline Pond. *Environ. Pollut.* 44: 83-99.

Wlodarczyk, B., B. Biernacki, M. Minta, W. Kozaczynski et T. Juszkiewicz 1995. Male golden hamster in male reproductive toxicology testing: Assessment of protective activity of selenium in acute cadmium intoxication. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 54 (6): 907-912.

Woods, J.S. et B.A. Fowler 1978. Altered regulation of mammalian hepatic heme biosynthesis and urinary porphyrin excretion during prolonged exposure to sodium arsenate. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 43: 361-371.

Woods, J.S. et M.R. Southern 1989. Studies on the etiology of trace metal-induced porphyria: effects of porphyrinogenic metals on coproporphyrinogen oxidase in rat liver and kidney. *Toxicol. and Appl. Pharmacol.* 97: 183-190.

Zettergren, L.D., B.W. Bolt, D.H. Petering, M.S. Goodrich, D.N. Weber et J.G. Zettergren 1991. Effects of prolonged low-level cadmium exposure on the tadpole immune system. *Toxicol. Lett.* 55: 11-19.

Annexes

Annexe 1. Liste des végétaux retrouvés aux différents sites en 1994, 1995 et 1996

	Manitou	Can. Malartic	Darius	Aldermac	Témoin 94	Témoin 95-96
Airelle à feuilles étroites	X	X		X	X	
Amélanchier				X	X	
Apocyn à f. d'Androsème				X		X
Aralie à tige nue				X	X	
Aster sp.				X		
Asaret du Canada				X		
Aulne rugueux				X		X
Aulne crispé				X	X	
Bleuet				X		
Bouleau à papier		X		X	X	X
Cala des marais						X
Canneberge			X			
Carex sp.				X		X
Cerisier tardif				X	X	
Cerisier de Pennsylvannie				X		X
Chardon vulgaire				X		
Chiogène hispide		X				
Clintonie boréale		X		X	X	X
Cornouillier du Canada	X	X		X	X	X
Dryoptéride du hêtre				X		
Épilobe à feuilles étroites			X			
Épinette noire	X	X	X	X	X	X
Érable à épis				X		
Érable rouge				X		
Gadellier glanduleux				X	X	
Graminée sp.	X	X	X	X	X	
Tf du Canada				X		
Kalmia à f. d'Andromède					X	
Kalmia à feuilles étroites	X	X		X	X	
Lédon du Groënland	X	X		X	X	
Lycopode foncé				X		
Maïanthème du Canada		X		X	X	
Mélampyre linéaire				X		
Mélèze laricin				X		
Némopanthe mucroné				X		
Noisetier à long bec				X		X
Oxalide de montagne				X		
Peuplier baumier			X	X		
Peuplier faux-tremble		X	X	X	X	X
Pin gris	X			X	X	
Prêle des champs			X	X		
Ptéridium des aigles				X		X
Sapin baumier		X	X	X	X	X
Saule sp.	X	X	X		X	
Sphagnum sp.				X		
Sorbier		X		X		
Trientale boréale				X	X	
Verge d'or			X	X	X	
Viorne cassinoïde						X

Annexe 2. Liste des espèces fauniques recensées aux différents sites en 1994, 1995 et 1996

	Manitou	Canadian Malartic	Darius	Aldermac 1994	Aldermac 1995-96	Témoin 1994	Témoin 1995-96
OISEAU							
Balbuzard pêcheur							X
Bécasse d'Amérique							X
Bécassine de Wilson			X			X	X
Bec-croisé à ailes blanches						X	
Bernache du Canada	X						
Bruant à gorge blanche	X	X	X	X	X	X	X
Bruant des marais			X		X		X
Bruant des prés	X		X				
Bruant chanteur		X			X		
Bruant familier					X		
Bruant vespéral						X	
Busard Saint-Martin	X			X	X		
Butor d'Amérique							X
Canard colvert		X	X				
Canard noir	X	X	X		X		
Carouge à épaulettes					X		X
Chevalier grivelé	X						X
Chouette lapone					X		
Corneille d'Amérique		X		X			X
Crécerelle d'Amérique	X						
Cygne siffleur	X						
Étourneau sansonnet		X					
Garrot à œil d'or			X				X
Geai bleu					X		X
Gélinotte huppée			X	X	X	X	X
Goéland argenté		X					
Goéland sp.							X
Grand corbeau					X		
Grand Héron		X			X	X	X
Grive solitaire	X		X	X	X	X	X
Plongeon huard						X	
Jaseur des cèdres		X	X	X	X	X	X
Junco ardoisé					X		
Merle d'Amérique		X	X	X	X		X
Mésange à tête brune	X					X	
Mésange à tête noire	X			X	X	X	X
Moucherolle à ventre jaune			X			X	
Moucherolle des aulnes	X	X			X		X
Moucherolle tchébec					X		X
Paruline à croupion jaune						X	
Paruline à flancs marrons					X		X
Paruline à tête cendrée					X		X
Paruline bleue à gorge noire					X		

	Manitou	Canadian Malartic	Darius	Aldermac 1994	Aldermac 1995-96	Témoin 1994	Témoin 1995-96
Paruline couronnée					X		X
Paruline flamboyante					X		X
Paruline du Canada			X				
Paruline jaune				X	X		
Paruline masquée					X		X
Paruline noir et blanc					X		
Paruline tigrée					X		
Petite buse				X	X		X
Pic mineur					X	X	
Pic chevelu					X		
Pie-grièche grise		X					
Pluvier kildir					X		
Pluvier semipalmé	X						
Quiscale bronzé		X					X
Roitelet à couronne dorée					X		X
Sitelle à poitrine blanche						X	
Tétras du Canada	X						
Tyran tritri		X					
Viréo aux yeux rouges					X		X
MAMMIFÈRE							
Campagnol à dos roux	X	X	X	X	X	X	X
Campagnol des champs							X
Castor	X	X	X	X	X	X	X
Cerf de Virginie					X		X
Coyote					X		
Écureuil roux	X	X	X	X	X	X	X
Lièvre d'Amérique	X	X	X	X	X	X	
Grande musaraigne							X
Musaraigne cendrée					X		X
Musaraigne arctique							X
Musaraigne pygmée					X		
Orignal	X	X	X	X	X	X	X
Ours noir	X	X		X		X	
Porc-épic d'Amérique					X	X	X
Rat musqué							X
Raton laveur				X			
Renard roux			X				
Souris sauteuse des champs				X	X		X
Souris sylvestre	X	X	X	X	X	X	X
Tamia rayé		X	X	X	X	X	X

	Manitou	Canadian Malartic	Darius	Aldermac 1994	Aldermac 1995-96	Témoin 1994	Témoin 1995-96
BATRACIEN ET REPTILE							
Couleuvre rayée				X		X	X
Crapaud d'Amérique		X	X	X	X	X	X
Grenouille des bois		X	X	X	X	X	X
Grenouille verte				X	X	X	X
Grenouille du nord			X		X		X
Ouaouaron							X

Annexe 3. Espèce, code, sexe et masse des tissus prélevés sur des petits mammifères récoltés aux différents sites en 1994

Espèce et site	Code	Sexe	Masse totale (g)	Foie (g)	Rein gauche (g)	Rein droit (g)
Manitou:						
Campagnol	CDRMA-1	M	19,1	0,9	0,1	0,1
Campagnol	CDRMA-2	F	27,1	1,6	0,2	0,2
Souris sylvestre	SSMA-1	F	12,8	0,7	0,1	0,1
Souris sylvestre	SSMA-2	M	17,8	0,9	0,1	0,1
Souris sylvestre	SSMA-3	M	25,5	1,4	0,2	0,2
Souris sylvestre	SSMA-4	M	17,6	0,9	0,1	0,1
Souris sylvestre	SSMA-5	M	16,3	0,9	0,1	0,1
Canadian Malartic:						
Campagnol	CDRCM-1	M	14,1	0,8	0,1	0,1
Campagnol	CDRCM-2	M	11,5	0,7	0,1	0,1
Campagnol	CDRCM-3	F	28	2	0,2	na
Campagnol	CDRCM-4	M	17,9	0,9	0,1	0,1
Campagnol	CDRCM-5	M	31,9	2	0,2	0,2
Souris sylvestre	SSCM-1	F	18,7	1,4	0,1	0,1
Souris sylvestre	SSCM-2	M	14	0,8	0,1	0,1
Souris sylvestre	SSCM-3	M	21,1	1,2	0,1	0,1
Darius:						
Campagnol	CDRD-1	M	14	1,0	0,1	0,1
Campagnol	CDRD-2	F	29,5	1,5	0,2	0,2
Souris sylvestre	SSD-1	F	21,4	1,7	0,1	0,1
Souris sylvestre	SSD-2	F	8,2	0,4	<0,1	<0,1
Souris sylvestre	SSD-3	F	23,9	2,3	0,2	0,2
Aldermac:						
Campagnol	CDRAL-1	M	12,1	0,5	<0,1	<0,1
Campagnol	CDRAL-2	M	11,3	0,6	0,1	0,1
Campagnol	CDRAL-3	M	11,8	0,6	0,1	na
Souris sylvestre	SSAL-1	M	13,1	0,9	0,1	0,1
Souris sylvestre	SSAL-2	M	16,9	0,9	0,1	0,1
Souris sylvestre	SSAL-3	M	14,4	0,8	0,1	0,1
Souris sylvestre	SSAL-4	F	25,3	1,4	0,1	0,1
Souris sylvestre	SSAL-5	M	13,9	0,6	0,1	0,1

Annexe 3 (suite)

Espèce et site	Code	Sexe	Masse totale (g)	Foie (g)	Rein gauche (g)	Rein droit (g)
Site témoin:						
Campagnol	CDRTÉ-1	M	25,5	1,1	0,2	0,2
Campagnol	CDRTÉ-2	M	17,8	0,7	<0,1	<0,1
Campagnol	CDRTÉ-3	F	23,5	1,0	0,1	0,1
Souris sylvestre	SSTÉ-1	M	17,0	0,9	0,1	0,1
Souris sylvestre	SSTÉ-2	F	16,5	1,3	0,1	0,1
Souris sylvestre	SSTÉ-3	F	12,9	0,7	0,1	0,1
Souris sylvestre	SSTÉ-4	M	17	0,8	0,1	0,1
Souris sylvestre	SSTÉ-5	M	16,9	0,9	0,1	0,1

Annexe 4. Espèce, code et masse des tissus prélevés sur des grenouilles récoltées aux différents sites en 1994

Site	Espèce	Code	Masse (g)
Canadian Malartic:	Grenouille des bois	GBCM-1	1,7
	Grenouille des bois	GBCM-2	1,0
	Grenouille des bois	GBCM-3	1,1
	Grenouille des bois	GBCM-4	1,0
	Grenouille des bois	GBCM-5	10,0
Darius:	Grenouille des bois	GBD-1	3,7
	Grenouille des bois	GBD-2	3,9
	Grenouille des bois	GBD-3	18,4
	Grenouille des bois	GBD-4	14,8
	Grenouille des bois	GBD-5	8,7
Aldermac:	Grenouille des bois	GBAL-1	3,5
	Grenouille des bois	GBAL-2	4,5
	Grenouille des bois	GBAL-3	7,9
	Grenouille des bois	GBAL-4	7,5
	Grenouille des bois	GBAL-5	6,8
	Grenouille verte	GVAL-1	17,5
	Grenouille verte	GVAL-2	9,9
	Grenouille verte	GVAL-3	7,7
	Grenouille verte	GVAL-4	10,8
	Grenouille verte	GVAL-5	9,9
Témoin:	Grenouille des bois	GBTÉ-1	8,2
	Grenouille des bois	GBTÉ-2	5,9
	Grenouille des bois	GBTÉ-3	----
	Grenouille des bois	GBTÉ-4	10,3
	Grenouille des bois	GBTÉ-5	5,1
	Grenouille verte	GVTÉ-1	4,3
	Grenouille verte	GVTÉ-2	3,3
	Grenouille verte	GVTÉ-3	7,2
	Grenouille verte	GVTÉ-4	7,2
	Grenouille verte	GVTÉ-5	4,3

Annexe 5. Espèce, code, sexe et masse des tissus prélevés sur des petits mammifères récoltés aux différents sites en 1995

Espèce et site	Code	Sexe	Masse totale (g)	Foie (g)	Rein gauche (g)	Rein droit (g)
Aldermac: 1A						
Souris sylvestre	SS-1	m	18,4	1	0,2	0,2
Souris sylvestre	SS-6	m	15,5	na	na	na
Campagnol à dos roux	CA-2	m	23,2	1	0,2	0,3
Souris sauteuse des champs	ZP-1	f°	24,2	1,4	0,2	0,2
Aldermac: 1B						
Souris sylvestre	SS-2	f°	29,5	1,7	0,3	0,3
Souris sylvestre	SS-3	m	10,3	0,5	0,2	0,2
Souris sylvestre	SS-4	m	21,4	1,5	0,3	0,2
Souris sylvestre	SS-5	m	18,5	1,3	0,3	0,3
Souris sylvestre	SS-7	m	11,4	0,7	0,3	0,3
Souris sylvestre	SS-8	m	17,7	1,0	0,3	0,3
Souris sylvestre	SS-10	m	15,4	0,7	0,3	0,4
Souris sylvestre	SS-11	m	18,9	0,7		
Souris sylvestre	SS-12	m	9,4			
Souris sylvestre	SS-13	m	10,2			
Campagnol à dos roux	CA-1	m	22,8	1,3	0,2	0,2
Campagnol à dos roux	CA-3	m	19,1	0,7	0,3	0,4
Campagnol à dos roux	CA-10		21,7	na	na	na
Musaraigne pygmée	MP-1		4	na	na	na
Aldermac: 2A						
Souris sylvestre	SS-9	m	19,4	1,2	0,3	0,3
Souris sylvestre	SS-15	f	23	na	na	na
Souris sylvestre	SS-16	m	12,5	0,7	0,2	0,2
Souris sylvestre	SS-17	m	11,3	0,6	0,2	0,2
Souris sylvestre	SS-19	f	11,3	0,8	0,1	0,1
Souris sauteuse des champs	ZP-2	f°	33	na	0,2	0,2
Aldermac: 2B						
Campagnol à dos roux	CA-4	f°	23,8	1,3	0,2	0,2
Campagnol à dos roux	CA-5	f°	32,7	na	na	na
Campagnol à dos roux	CA-6	m	30,8	1,3	0,2	0,2
Campagnol à dos roux	CA-7	m	26,1	1,4	0,2	0,2
Campagnol à dos roux	CA-8	f°	20,3	1,2	0,1	0,2
Souris sylvestre	SS-14	m	18,3	1,0	0,2	0,2
Souris sylvestre	SS-18	m	17,1	0,8	0,1	0,1
Souris sylvestre	SS-20	m	13,4	0,8	0,2	0,1
Souris sylvestre	SS-21	m	23,3	na	na	na

Annexe 5 (suite)

Espèce et site	Code	Sexe	Masse totale (g)	Foie (g)	Rein gauche (g)	Rein droit (g)
Souris sylvestre	SS-22	m	17,4	na	na	na
Souris sylvestre	SS-23	m	17,7	0,9	0,2	0,1
Musaraigne pygmée	MP-2		3,8	na	na	na
Musaraigne pygmée	MP-3					
Musaraigne cendrée	MC-1	m	5,7	na	na	na
Témoin: 3A						
Grande musaraigne	GM-1	f	16	0,8	0,1	0,1
Grande musaraigne	GM-4		19	na	na	na
Grande musaraigne	GM-5	m	17,6	1,1	0,1	0,1
Grande musaraigne	GM-6		14,4	0,8	0,1	0,1
Grande musaraigne	GM-7		15,4	na	na	na
Grande musaraigne	GM-8			na	na	na
Grande musaraigne	GM-9		20,9	na	na	na
Grande musaraigne	GM-11	f	14,7	0,8	0,1	0,1
Grande musaraigne	GM-12	m	16,8	1,1	0,1	0,2
Grande musaraigne	GM-13		16,2	na	na	na
Grande musaraigne	GM-14		21,3	na	na	na
Souris sauteuse des champs	ZP-3	m	18,2	0,8	0,1	0,1
Témoin: 3B						
Campagnol à dos roux	CA-9	f[a]	20,8	na	0,1	0,2
Grande musaraigne	GM-2	f	14,2	1,0	0,1	0,1
Grande musaraigne	GM-3	f	15,4	0,8	0,1	0,1
Grande musaraigne	GM-10	m	15	1,0	0,1	0,1
Grande musaraigne	GM-15		21,7	na	na	na
Souris sylvestre	SS-24	m	13,1	0,7	0,1	0,1
Souris sylvestre	SS-25	f[a]	20,4	1,2	0,1	0,1
Souris sylvestre	SS-26	m	12,5	0,6	0,1	0,1
Souris sylvestre	SS-27	m	15,1	0,8	0,1	0,1
Musaraigne arctique	MA-1		9,6	na	na	na

a : femelle gestante

Annexe 6. Espèce, code, sexe, masse des tissus prélevés et ALA-d sur les grenouilles récoltées aux différents sites en 1995

Site	Espèce	Code	Sexe et âge	Masse (g)	Foie (g)	ALA-d
Aldermac: 1A	Grenouille des bois	GB-1	f[a]	8,3	0,3	
	Grenouille des bois	GB-2	f[a]	8,6	0,3	1,05
	Grenouille des bois	GB-3	j	1,3		
	Grenouille des bois	GB-4	j	2,8		
	Grenouille des bois	GB-5	j	1,5		
	Grenouille des bois	GB-6	j	0,7		
	Grenouille des bois	GB-7	j	1,7		
	Grenouille des bois	GB-8	j	1,5		
	Grenouille des bois	GB-9	j	1,6		
	Grenouille des bois	GB-10	j	1,3		
	Grenouille des bois	GB-11	j	1,7		
	Grenouille des bois	GB-12	j	1,4		
	Grenouille des bois	GB-13	j	2		
	Grenouille des bois	GB-14	j	2,4		
	Grenouille des bois	GB-15	j	1,7		
	Grenouille des bois	GB-16	j	4		
	Grenouille des bois	GB-17	j	5,8		
	Grenouille des bois	GB-18	j	5,2		
	Grenouille des bois	GB-19	j	5,9		
	Grenouille des bois	GB-20	j	1,7		
Aldermac: 1B	Grenouille des bois	GB-21	f[a]	10,4	0,4	1,05
	Grenouille des bois	GB-22	f	7,5	0,4	0,92
	Grenouille des bois	GB-23	j	2,2		
	Grenouille des bois	GB-37	j	2,2		
	Grenouille des bois	GB-38	j	1,8		
	Grenouille des bois	GB-72	f	6,6	0,2	
Aldermac: 2A	Grenouille des bois	GB-24	j	2,5	0,3	0,98
	Grenouille des bois	GB-25	f[a]	9,8	0,3	
	Grenouille des bois	GB-26	j	2,8		
	Grenouille des bois	GB-27	j	1,3		
	Grenouille des bois	GB-28	j	1,7		
	Grenouille des bois	GB-29	j	5,1		
	Grenouille des bois	GB-30	j	1,4		
	Grenouille des bois	GB-31	j	2,7		
	Grenouille des bois	GB-32	j	1,8		
	Grenouille des bois	GB-33	j	2,4		
	Grenouille des bois	GB-34	j	1,3		
	Grenouille des bois	GB-35	j	1,9		

Annexe 6 (suite)

Site	Espèce	Code	Sexe et âge	Masse (g)	Foie (g)	ALA-d
Aldermac: 2A	Grenouille des bois	GB-36	j	2,3		
	Grenouille verte	GV-1	m	22,3	0,7	1,2
Aldermac: 2B	Grenouille des bois	GB-39	f[a]	7		
	Grenouille des bois	GB-40	f[a]	8,5		
	Grenouille des bois	GB-41	j	3,7		
	Grenouille des bois	GB-42	j	2,9		
	Grenouille des bois	GB-43	j	3,2		
	Grenouille des bois	GB-44	j	2,5		
	Grenouille des bois	GB-45	j	3,3		
	Grenouille des bois	GB-46	j	3,6		
	Grenouille des bois	GB-47	j	2,5		
	Grenouille des bois	GB-48	j	5,4	0,1	
	Grenouille des bois	GB-49	m	na		
	Grenouille des bois	GB-50	f[a]	7,1		
	Grenouille des bois	GB-51	m	9,1		1,18
Témoin: 3A	Grenouille des bois	GB-56	j	3		
	Grenouille des bois	GB-57	j	3,7		
	Grenouille des bois	GB-58	m	8,8	0,2	1,11
	Grenouille des bois	GB-59	m	5,7	0,1	0,93
	Grenouille des bois	GB-60	j	2,8		
	Grenouille des bois	GB-61	j	3,1		
	Grenouille des bois	GB-62	j	1,6		
	Grenouille des bois	GB-63	j	4,4		
	Grenouille des bois	GB-64	j	4,7	0,1	
	Grenouille des bois	GB-70	j	1,2		
Témoin: 3B	Grenouille des bois	GB-52	f	9,1	0,3	1,2
	Grenouille des bois	GB-53	j	2,2		
	Grenouille des bois	GB-54	j	5,8		
	Grenouille des bois	GB-55	j	3,7		
	Grenouille des bois	GB-65	m	6,5	0,1	
	Grenouille des bois	GB-66				
	Grenouille des bois	GB-67	m	8,6	0,2	1,06
	Grenouille des bois	GB-68	m	8,8	0,2	1,07
	Grenouille des bois	GB-69	m	8	0,2	1,15
	Grenouille des bois	GB-71	m	8,2	0,3	0,91

a : présence d'œufs

Annexe 7. Espèce, code, sexe, masse des tissus prélevés et mesures dans le sang sur les grenouilles récoltées aux différents sites en 1996

Espèce et site	Code	Sexe	Masse (g)	Foie (g)	Rein ga. (g)	Rein dr. (g)	ALA-d	Hémato. %	Protéines (g/L)
Darius									
Grenouille des bois	GBD1	j	2,7						
Grenouille des bois	GBD2	j	3,8						
Grenouille des bois	GBD3	j	2,7						
Grenouille des bois	GBD4	j	1,5						
Grenouille des bois	GBD5	j	3,3						
Grenouille des bois	GBD6	j	3						
Grenouille des bois	GBD7	j	3						
Grenouille des bois	GBD8	j	3						
Grenouille des bois	GBD9	j	3,5						
Grenouille des bois	GBD10	f	16,7	0,9	< 0 ,1	< 0 ,1		28	2,4
Grenouille des bois	GBD11	f	14,6	0,7	< 0 ,1	< 0 ,1		26	3,3
Grenouille des bois	GBD12	f	11,2	0,5	< 0 ,1	< 0 ,1		16	0,5
Grenouille des bois	GBD13	f[a]	12,4	0,5	< 0 ,1	< 0 ,1		28	3,4
Grenouille des bois	GBD14	m	8,1						
Grenouille des bois	GBD15	f	8,2						
Grenouille des bois	GBD16	f	9,6						
Grenouille des bois	GBD17	f[a]	9,4	0,2	< 0 ,1	< 0 ,1		30	3,6
Grenouille des bois	GBD18	f	6,2						
Grenouille des bois	GBD19	j	4,2						
Grenouille des bois	GBD20	j	3,1						
Grenouille des bois	GBD21	j	3,2						
Grenouille des bois	GBD22	j	3,2						
Grenouille des bois	GBD23	j	3,3						
Grenouille des bois	GBD24	j	4,4						
Grenouille des bois	GBD25	f	6,4						
Grenouille des bois	GBD26	j	2,4						
Grenouille des bois	GBD27	j	6,4						
Grenouille des bois	GBD28	j	4,6						
Grenouille des bois	GBD29	j	3,6						
Grenouille des bois	GBD30	j	3,6						
Grenouille du nord	GND1	f[a]	25,7	0,7	0,1	< 0,1			
Grenouille du nord	GND2	f[a]	27,8	0,7	0,1	0,1		7,0	0,2
Grenouille du nord	GND3	f[a]	37,8	1,2	0,1	0,1	1,02	21,0	
Grenouille du nord	GND4	m	14,5	0,3	< 0,1	< 0,1	1,14	12,0	0,5
Grenouille du nord	GND5	f[a]	31,4	1,2	0,1	0,1			
Grenouille du nord	GND6	f[a]	23,3	0,7	0,1	0,1			
Grenouille du nord	GND7	m	17,2	0,3	< 0,1	0,1	1,12		
Grenouille du nord	GND8	m	15,9	0,3	0,1	< 0,1			

Annexe 7 (suite)

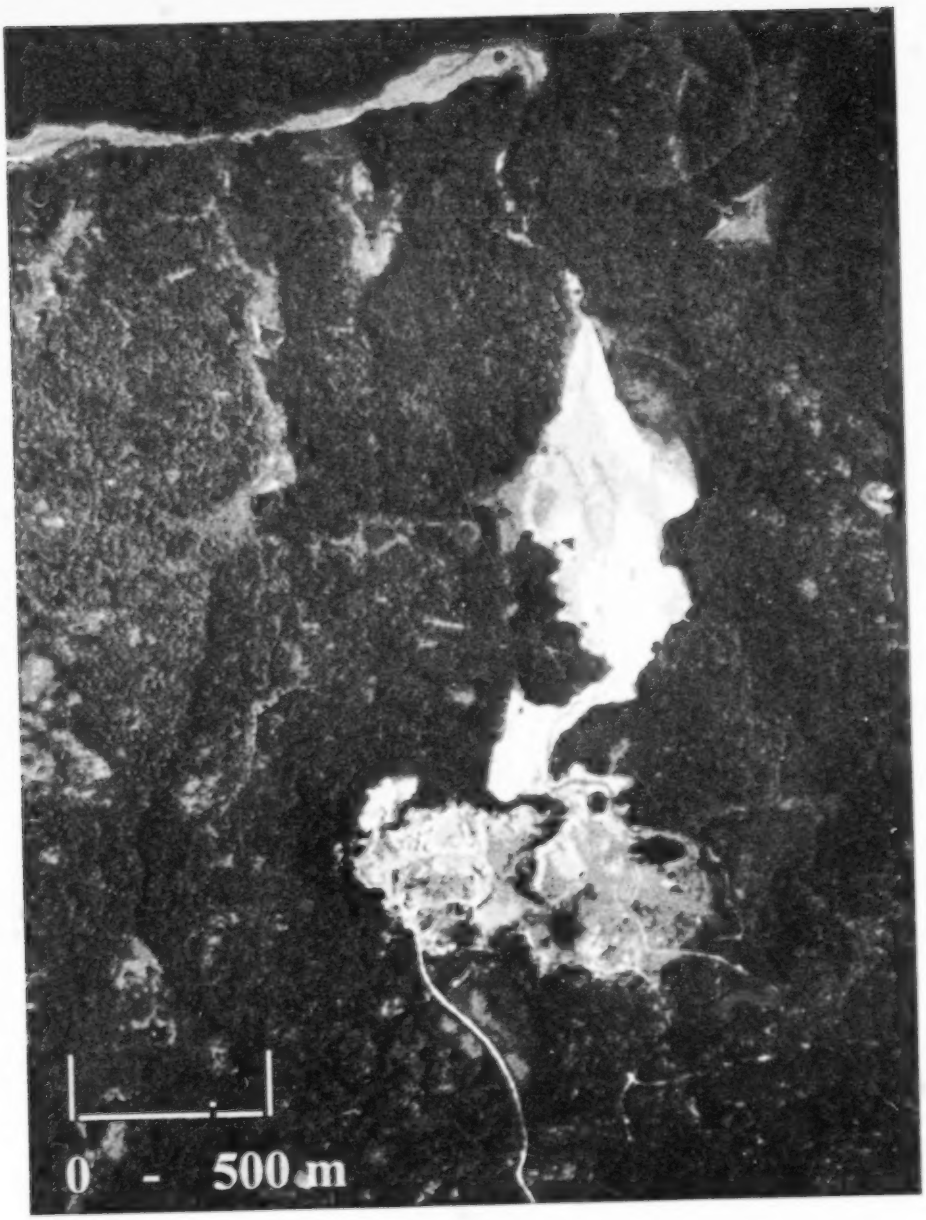
Espèce et site	Code	Sexe	Masse (g)	Foie (g)	Rein ga. (g)	Rein dr. (g)	ALA-d	Hémato. %	Protéines (g/L)
Aldermac									
Grenouille du nord	GNA1	f	18,9						
Grenouille du nord	GNA2	m	37,7						
Grenouille du nord	GNA3	m[b]	32,7						
Grenouille verte	GVA1	m	17,8	0,6	0,1	0,1			
Grenouille verte	GVA2	m	18,1	0,5	0,1	0,1	1,13		
Grenouille verte	GVA3	j	11,4	0,3	< 0,1	< 0,1			
Grenouille verte	GVA4	j	10,2	0,2	0,1	< 0,1			
Grenouille verte	GVA5	m	71,3	1,9	0,2	0,1	1,03	39,0	2,6
Grenouille verte	GVA6	m	86,3	1,7	0,2	0,2	1,08	16,0	2,0
Grenouille verte	GVA7	m	100,3	2,4	0,2	0,2	1,03	27,0	2,2
Grenouille verte	GVA8	m	18,5	0,4	0,1	0,1	1,10		
Grenouille des bois	GBA1	f	7						
Grenouille des bois	GBA2	j	3,7						
Grenouille des bois	GBA3	j	4,4						
Grenouille des bois	GBA4	j	2,7						
Grenouille des bois	GBA5	j	3,6						
Grenouille des bois	GBA6	j	3,5						
Grenouille des bois	GBA7	j	2,6						
Grenouille des bois	GBA8	j	2,6						
Grenouille des bois	GBA9	j	6,6						
Grenouille des bois	GBA10	j	2,8						
Grenouille des bois	GBA11	j	2,9						
Grenouille des bois	GBA12	j	5,2						
Grenouille des bois	GBA13	j	2,9						
Grenouille des bois	GBA14	j	4,9						
Grenouille des bois	GBA15	f[a]	11,4	0,5	< 0,1	< 0,1		29,0	3,4
Grenouille des bois	GBA16	j	3,2						
Grenouille des bois	GBA17	j	3,4						
Grenouille des bois	GBA18	j	3,4						

Annexe 7 (suite)

Espèce et site	Code	Sexe	Masse (g)	Foie (g)	Rein ga. (g)	Rein dr. (g)	ALA-d	Hémato. %	Protéines (g/L)
Témoin									
Grenouille du nord	GNT1	m	22	0,3	0,1	< 0,1	1,04	24,0	1,0
Grenouille du nord	GNT2	f[a]	31,2	1,2	0,1	0,1	1,07	24,0	3,2
Grenouille du nord	GNT3	f[a]	24,3	0,6	0,1	0,1	1,09	23,0	3,0
Grenouille du nord	GNT4	f[a]	23,5	0,8	0,1	0,1	1,01	21,0	2,4
Grenouille du nord	GNT5	f[a]	37,1	1,5	0,1	0,1		23,0	1,6
Grenouille du nord	GNT6	f[a]	21,5	0,6	< 0,1	< 0,1		21,0	1,8
Grenouille du nord	GNT7	m	17,1	0,3	< 0,1	< 0,1		36,0	2,5
Grenouille du nord	GNT8	m	12,5	0,2	< 0,1	< 0,1		36,0	2,0
Grenouille du nord	GNT9	m	13,3	0,3	< 0,1	< 0,1		23,0	1,4
Grenouille du nord	GNT10	f[a]	21,2	0,7	0,1	< 0,1		19,0	0,4
Grenouille du nord	GNT11	f[a]	37,1	1,3	0,1	0,1	1,11	28,0	3,0
Grenouille du nord	GNT12	f[a]	22,2	0,8	0,1	0,1		27,0	3,0
Grenouille du nord	GNT13	m	16,8	0,5	0,1	< 0,1		21,0	0,6
Grenouille du nord	GNT14	m	13,1	0,3	< 0,1	< 0,1	1,22	29,0	2,2
Grenouille du nord	GNT15	f	9,5	0,3	< 0,1	< 0,1		19,0	0,8
Grenouille du nord	GNT16	f[a]	43,1	1,2	0,1	0,1	1,06	15,0	2,0
Grenouille du nord	GNT17	m	16,9	0,3	< 0,1	< 0,1	1,04	28,0	1,8
Grenouille verte	GVT1	j	7,5	0,2	< 0,1	< 0,1		32,0	2,6
Grenouille verte	GVT2	j	9,8	0,3	< 0,1	< 0,1		37,0	2,4
Grenouille verte	GVT3	j	7,5	0,2	< 0,1	< 0,1			
Grenouille verte	GVT4	j	7,3	0,3	< 0,1	< 0,1		53,0	0,8
Grenouille des bois	GBT1	f	6,2						
Grenouille des bois	GBT2	f	7,6						
Grenouille des bois	GBT3	f	11,3						
Grenouille des bois	GBT4	j	1,2						

a : présence d'œufs
b : malformation non-traumatique : ectrodactylie 5 doigts

Annexe 8. Hématocrites, protéines totales, ALA-d et mesures histopathologiques sur les petits mammifères récoltés en 1995

SITE	SPÉCIMEN	Hématocrite %	Protéines (g/L)	ALA-d	Gliose	Satellitose	Anisocytose Anisocaryose
1A	SS-1	37,3	4,6	Na	0	0	0
	ZP-1	27,1		1,76	0	0	0
	CA-2			3,41	0	0	0
1B	SS-2				0	0	0
	SS-3				0	3	0
	SS-4	12,1	6,8		0	0	0
	SS-5	36,0	7,4		2	0	0
	SS-7				1	3	0
	SS-8	49,1	8,2		1	2	0
	SS-10				0	0	0
	SS-11	54,9	7,4		0	0	0
	SS-12				0	1	0
	SS-13	12,0	6,8		0	2	0
	CA-1			1,68	0	0	0
	CA-3			2,83	0	0	0
2A	SS-9	50,1	7,0		0	1	0
	SS-16				0	2	0
	SS-17				0	1	0
	SS-19	26,2	6,4		0	0	0
	ZP-2			2,39			
2B	CA-4			2,53	0	0	2
	CA-6	12,8	6,4	2,42	0	0	1
	CA-7	27,7	7,6		0	0	1
	CA-8	23,6	5,4		0	0	1
	SS-14				0	1	0
	SS-18	37,5	6,0		0	0	0
	SS-20	40,0	4,0		0	2	0
	SS-23	56,9	7,0		0	0	0
3A	GM-1	25,5	5,2	1,67			
	GM-12	36,4	6,0				
	GM-5	54,0	6,4	2,06			
	GM-6	40,7	4,8	2,54			
	ZP-3				0	0	
3B	CA-9			1,32	0	0	1
	GM-10	24,0	6,2	2,12			
	GM-2	35,2	7,6	1,38			
	GM-3	28,1	4,8	2,15			
	SS-24	52,8	8,2		0	1	0
	SS-25	27,8	6,2		0	0	0
	SS-26	51,6	7,0		0	0	0
	SS-27	48,1	6,2		0	1	0

Annexe 9. Parc à résidus miniers Aldermac